



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE INGENIERIA

**"ANALISIS DE LA CONTAMINACION DE CORRIENTES
BAJO CONDICIONES AEROBIAS Y ANAEROBIAS"**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

I N G E N I E R O C I V I L

P R E S E N T A

ANTONIO MIGUEL ANGEL CARACHEO MORA



MEXICO, D. F.

2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA
DIRECCIÓN
FING/DCTG/SEAC/UTIT/036/03

Señor
ANTONIO MIGUEL ANGEL CARACHEO MORA
Presente

En atención a su solicitud me es grato hacer de su conocimiento el tema que propuso el profesor ING. MIGUEL ANGEL GONZALEZ LOPEZ, que aprobó esta Dirección, para que lo desarrolle usted como tesis de su examen profesional de INGENIERO CIVIL.

**"ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN DE CORRIENTES BAJO CONDICIONES
AEROBIAS Y ANAEROBIAS"**

- INTRODUCCIÓN
- I. LEGISLACIÓN PARA PREVENIR Y CONTROLAR LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA
 - II. PARÁMETRO DE LA CALIDAD DEL AGUA
 - III. MODELACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE CORRIENTES
 - IV. CASO ESTUDIO
 - V. CONCLUSIONES

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

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

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"

Cd. Universitaria a 1/Abril 2003.

EL DIRECTOR

M.C. GERARDO FERRANDO BRAVO
GFB/GMP/mstg.

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Caracheo Mora Antonio Miguel Angel

FECHA: 6 de febrero de 2004

FIRMA: [Firma manuscrita]

AGRADECIMIENTOS

A Dios por la vida que me ha dado, por darme fuerzas de seguirme superando día con día, por darme seguridad en las cosas que realizo diariamente y por ayudarme a terminar la carrera de Ingeniero Civil.

A mis padres por su amor, paciencia, dedicación y apoyo en los momentos difíciles, gracias a ellos tengo una carrera y un futuro por delante.

A mis hermanos Alma, Yolanda y César por su amor, apoyo y comprensión.

Al ingeniero Miguel Ángel González López, por su tiempo, dedicación, y consejos, ya que a él se debe en primer lugar que éste trabajo haya llegado a buen término, pues su estímulo y apoyo técnico lo hizo materialmente posible.

A mis profesores por brindarme sus conocimientos, apoyo y experiencia para poder desarrollarme en mi vida profesional.

A mis amigos Araceli, Karyna, Rosa y Eric por su amistad y presencia incondicional en todo momento.

ÍNDICE

Pág

INTRODUCCIÓN

I. LEGISLACIÓN PARA PREVENIR Y CONTROLAR LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

I.1 Ley de Aguas Nacionales	I.1
I.1.1 Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales	I.4
I.2 Ley General del Equilibrio Ecológico y la protección al Ambiente	I.6
I.3 Ley Federal de Derechos	I.9
I.4 Normas Oficiales Mexicanas	I.37
I.5 Criterios Ecológicos de Calidad del Agua	I.39

II. PARÁMETROS DE LA CALIDAD DEL AGUA

II.1 Clasificación y descripción de los contaminantes del agua	II.1
II.2 Clasificación de las fuentes de contaminación del agua	II.2
II.3 Índice de calidad del agua (ICA)	II.5
II.4 Parámetros físicos	II.8
II.5 Parámetros químicos	II.10
II.6 Parámetros bacteriológicos	II.21

III. MODELACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE CORRIENTES

III.1 Modelo de Streeter y Phelps	III.1
III.2 Principales factores que intervienen en la capacidad de asimilación y dilución de contaminantes en corrientes superficiales	III.5
III.2.1. Advección y difusión	III.7
III.2.2. Fenómenos de transporte	III.10
III.3 Capacidad de asimilación y dilución	III.41
III.4 Descripción del modelo de calidad del agua	III.43

IV. CASO ESTUDIO

IV.1 Descripción de la cuenca del río San Juan	IV.1
IV.2 Modelo de calidad del agua QUAL2E	IV.7

CONCLUSIONES

Introducción

Para evaluar planes alternativos de ingeniería para el control y manejo de la calidad del agua pueden emplearse modelos matemáticos que relacionen la descarga de aguas residuales con la calidad de agua del cuerpo receptor así como la aplicación de los diversos grados de tratamiento, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los sistemas de tratamiento regional en contraposición con las plantas múltiples, constituyen algunas de las alternativas de control, cuya influencia sobre la calidad del agua receptora puede evaluarse mediante la aplicación de los modelos matemáticos de calidad del agua. Los modelos también pueden ayudar a evaluar el mejoramiento de la calidad del agua mediante la eliminación de diferentes componentes de los contaminantes.

Actualmente la Comisión Nacional del Agua (CNA) desarrolla estudios de clasificación de corrientes que consisten en: ubicación geográfica del cuerpo de agua, ubicación de las estaciones de monitoreo en el río, representación gráfica de concentraciones en el cuerpo de agua, análisis de información de calidad del cuerpo de agua, parámetros a modelar, cálculos hidráulicos para la alimentación del programa QUAL2E con datos de calidad del cuerpo de agua y calibración del modelo matemático para lo cual se apoya de un modelo de calidad del agua desarrollado como un programa computacional con una interfase apropiada para permitir la evaluación de distintos escenarios hidrológicos y de descargas urbanas e industriales.

Los factores que influyen sobre el grado de complejidad del modelo incluyen el tipo de problema de calidad del agua que se desea resolver, las características del cuerpo del agua, la disponibilidad de datos observados, históricos, actuales de calidad y sobre las descargas de aguas residuales, los riesgos para la salud pública y el ambiente relacionados con el área, la gama disponible de opciones y de estrategias en el tiempo y los recursos financieros disponibles.

No existe en México la información necesaria y suficiente para desarrollar estudios de clasificación de corrientes y mucho menos para emplear adecuadamente el modelo de calidad del agua (QUAL2E), por lo que el presente trabajo pretende apoyar al ingeniero proyectista para que desarrolle una modelación de cualquier corriente.

El presente trabajo está constituido por cuatro capítulos. En el Capítulo I "Legislación para Prevenir y Controlar la Contaminación del Agua", se describen los mecanismos legales para evitar, prevenir y controlar la contaminación de corrientes superficiales. En este capítulo se dan a conocer los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, las NOM-ECOL-001-1996 y el Índice de Calidad del Agua (ICA) que son de gran utilidad para conocer que parámetros no cumplen con las metas establecidas para un cierto uso del río, en descargas al río y conocer el grado de contaminación que presenta el río, respectivamente.

En el Capítulo II se describen los Parámetros de Calidad del Agua, se hace uso de ciertos parámetros característicos que rigurosamente pueden llegar a ser del orden de cientos. Entre estos se hallan las determinaciones de los parámetros físicos, químicos,

bioquímicos y bacteriológicos. Lo anterior es de gran ayuda para conocer las causas y efectos de la contaminación en el cuerpo de agua.

En el Capítulo III se describe la Modelación de la Contaminación de Corrientes, y se explica el destino final de un contaminante químico en el medio ambiente que depende de dos factores importantes: reacciones en las que una sustancia química pueda participar y velocidad de transporte de la sustancia química en el medio ambiente. Advección y dispersión son los dos fenómenos principales de transporte de tóxicos químicos en el agua.

En el Capítulo IV "Caso Estudio", se hizo la calibración de cada uno de los parámetros del río San Juan, por medio del Modelo de Calidad del Agua en corrientes Superficiales (QUAL2E). En éste capítulo se describe la ubicación de las estaciones de monitoreo en el río San Juan, división del río en elementos diferenciales, la localización de descargas de aguas residuales al río, análisis de las concentraciones de los parámetros e indicar que parámetros que cumplen con la NOM-001-ECOL-1996 en el caso de descargas al río o con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua en el caso de las concentraciones de contaminantes en el río.

CAPÍTULO I

Legislación para Prevenir y Controlar la Contaminación del Agua

Debido a la necesidad de conciliar las diferentes demandas de los recursos hidráulicos, se tienen autoridades que controlan la contaminación y conservan la calidad del agua. Para controlar la contaminación, estas autoridades tienen poderes otorgados en los diferentes reglamentos y leyes. Estos ordenamientos les permiten otorgar licencias para la descarga de efluentes en aguas superficiales sujetas a normas fijadas por las autoridades en cuanto a la composición de la descarga y la velocidad del caudal de acuerdo con la capacidad asimilativa y usos específicos del cuerpo receptor, buscando siempre reducir los costos de saneamiento y maximizar las posibilidades de aprovechamiento.

I.1 Ley de Aguas Nacionales

La Ley de Aguas Nacionales¹ es reglamentaria del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en materia de Aguas Nacionales; es de observancia general en todo el territorio nacional, sus disposiciones son de orden público e interés social y tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable.

Las disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales son aplicables a todas las aguas nacionales, sean superficiales o del subsuelo. Estas disposiciones también son aplicables a los bienes nacionales que se señalan en esta Ley.

Para el manejo del recurso hidráulico, la Comisión Nacional del Agua (CNA) es el organismo federal que cuenta con las atribuciones necesarias para proteger, conservar, mejorar y explotar racionalmente los diferentes cuerpos de agua nacionales.

Para controlar y prevenir la contaminación del agua, la CNA, de acuerdo con el Artículo 87 de la Ley de Aguas Nacionales, debe determinar la capacidad de asimilación y dilución de contaminantes de los cuerpos de agua nacionales, que son utilizados para las diferentes actividades humanas (como fuente de abastecimiento o como cuerpo receptor).

La capacidad de asimilación y dilución de contaminantes de las corrientes se determinará a través de estudios de clasificación, lo cual permitirá a la CNA regular las fuentes de contaminación y/o el volumen de aprovechamiento. Además, dichos estudios servirán para elaborar las Declaratorias de Clasificación de corrientes, las cuales serán la base técnico-jurídica en las que se apoyará la CNA, conforme al artículo 89 de la Ley de Aguas Nacionales, para otorgar permisos a los responsables de las descargas de aguas residuales.

¹ Publicada en el Diario Oficial de la Federación el día 1o. de diciembre de 1992.

Así las Declaratorias de Clasificación de las corrientes permitirán, a través de su publicación en el Diario Oficial de la Federación, dar a conocer las causas que originan la degradación de la calidad del agua y de esta manera regular las descargas a través del establecimiento de condiciones particulares de descarga, de acuerdo a las metas de calidad requeridas para preservar el uso actual y potencial del recurso.

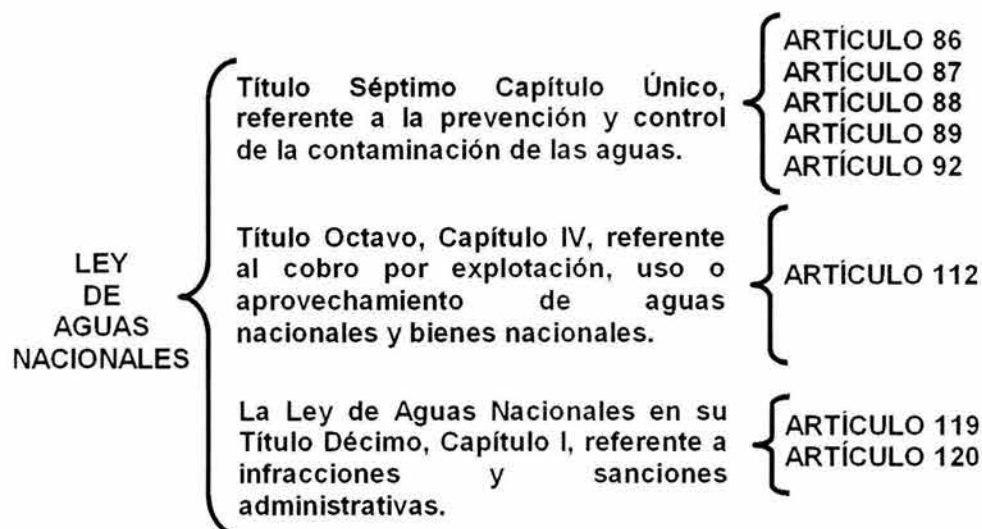


Figura I.1. Ley de Aguas Nacionales

La Ley de Aguas Nacionales, en su Título Séptimo, Capítulo Único, referente a la prevención y control de la contaminación de las aguas, establece que:

ARTÍCULO 86 (Extracto). "La Comisión" tendrá a su cargo:

- Promover y, en su caso, ejecutar y operar la infraestructura federal y los servicios necesarios para la preservación, conservación y mejoramiento de la calidad del agua en las cuencas hidrológicas y acuíferos, de acuerdo con las Normas Oficiales Mexicanas respectivas y las condiciones particulares de descarga, en los términos de la ley;
- Establecer el cumplimiento de las condiciones particulares de descarga que deben satisfacer las aguas residuales que se generen en bienes y zonas de jurisdicción federal; de aguas residuales vertidas directamente en aguas y bienes nacionales, o en cualquier terreno cuando dichas descargas puedan contaminar el subsuelo o los acuíferos; y en los demás casos previstos en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

ARTÍCULO 87. "La Comisión" determinará los parámetros que deberán cumplir las descargas, la capacidad de asimilación y dilución de los cuerpos de aguas nacionales y las cargas de contaminantes que éstos puedan recibir, así como las metas de calidad y los plazos para alcanzarlas, mediante la expedición de Declaratorias de Clasificación de los Cuerpos de Aguas Nacionales, las cuales se

publicarán en el Diario Oficial de la Federación, lo mismo que sus modificaciones, para su observancia.

Las declaratorias contendrán:

- La delimitación del cuerpo de agua clasificado;
- Los parámetros que deberán cumplir las descargas según el cuerpo de agua clasificado conforme a los periodos previstos en el reglamento de esta ley;
- La capacidad del cuerpo de agua clasificado para diluir y asimilar contaminantes; y
- Los límites máximos de descarga de los contaminantes analizados, base para fijar las condiciones particulares de descarga.

ARTÍCULO 88 (Extracto). Las personas físicas o morales requieren permiso de "La Comisión" para descargar en forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales en cuerpos receptores que sean aguas nacionales o demás bienes nacionales.

ARTÍCULO 89 (Extracto). "La Comisión", para otorgar los permisos deberá tomar en cuenta la clasificación de los cuerpos de aguas nacionales a que se refiere el artículo 87, las Normas Oficiales Mexicanas correspondientes y las condiciones particulares que requiera cumplir la descarga.

ARTÍCULO 92 (Extracto). "La Comisión", en el ámbito de su competencia, podrá ordenar la suspensión de las actividades que den origen a las descargas de aguas residuales:

- Cuando no se cuente con el permiso de descarga de aguas residuales en los términos de esta Ley;
- Cuando la calidad de las descargas no se sujete a las Normas Oficiales Mexicanas correspondientes a las condiciones particulares de descarga o a lo dispuesto en esta Ley y su Reglamento; y
- Cuando el responsable de la descarga utilice el proceso de dilución de las aguas residuales para tratar de cumplir con las Normas Oficiales Mexicanas respectivas o las condiciones particulares de descarga.

La Ley de Aguas Nacionales, en su Título Octavo, Capítulo IV, referente al cobro por explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales y bienes nacionales, establece que:

ARTÍCULO 112. La explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales, incluyendo las del subsuelo, así como de los bienes nacionales que administre "La Comisión", motivará el pago por parte del usuario de las cuotas que establece la Ley Federal de Derechos.

La explotación, uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de descargas de aguas residuales motivará el pago del derecho que establece la Ley Federal de Derechos. El pago es independiente del cumplimiento de lo dispuesto en esta ley sobre la prevención y control de la calidad del agua; de lo dispuesto en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; y en la Ley General de Salud.

La Ley de Aguas Nacionales en su Título Décimo, Capítulo 1, referente a infracciones y sanciones administrativas, establece que:

ARTÍCULO 119 (Extracto). "La Comisión" sancionará, conforme a lo previsto por esta ley, las siguientes faltas:

- Descargar en forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales en contravención a lo dispuesto en la presente ley en cuerpos receptores que sean bienes nacionales sin perjuicio de las sanciones que fijen las disposiciones sanitarias y de equilibrio ecológico y protección al ambiente; y
- Utilizar volúmenes de agua mayores que los que generan las descargas de aguas residuales para diluir y así tratar de cumplir con las Normas Oficiales Mexicanas en materia ecológica o las condiciones particulares de descarga.

ARTÍCULO 120 (Extracto). Las faltas a que se refiere el artículo anterior serán sancionadas administrativamente por "La Comisión", con multas que serán equivalentes a los siguientes días del salario mínimo general vigente en el área geográfica y en el momento en que se cometa la infracción:

- 500 a 1000, en el caso de violación a las fracciones mencionadas en el artículo anterior.

I.1.1 Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales

El Reglamento² de la Ley de Aguas Nacionales tiene por objeto reglamentar la Ley de Aguas Nacionales.

Reglamento de La Ley de Aguas Nacionales	{ El Reglamento, en su Título Séptimo, Capítulo Único, referente a la prevención y control de la contaminación de las aguas.	{ ARTÍCULO 137 ARTÍCULO 140 ARTÍCULO 141 ARTÍCULO 142
--	--	--

Figura I.2. Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales

² Publicado en el Diario Oficial de la Federación el día 12 de enero de 1994.

El Reglamento, en su Título Séptimo, Capítulo Único, referente a la prevención y control de la contaminación de las aguas, establece que:

ARTÍCULO 137 (Extracto). Es responsabilidad de los usuarios del agua y de todos los concesionarios a que se refiere el Capítulo II, del Título Sexto de la "Ley", incluidas las unidades y los distritos de riego, cumplir con las Normas Oficiales Mexicanas y en su caso con las demás condiciones particulares de descarga, para la prevención y control de la contaminación extendida o dispersa que resulte del manejo y aplicación de sustancias que puedan contaminar la calidad de las aguas nacionales y los cuerpos receptores.

ARTÍCULO 140. Para determinar las condiciones particulares de descarga, "La Comisión" tomará en cuenta los parámetros y límites máximos permisibles contenidos en las Normas Oficiales Mexicanas que emitan las autoridades competentes en materia de descargas de aguas residuales y para el tratamiento de agua para uso o consumo humano, así como los parámetros y límites máximos que deriven de las Declaratorias de Clasificación de los Cuerpos de Aguas Nacionales que se publiquen en los términos del artículo 87 de la "Ley".

Asimismo, para determinar las condiciones particulares de descarga, "La Comisión" tomará en cuenta los derechos de terceros para explotar, usar o aprovechar las aguas nacionales del cuerpo receptor de que se trate, las restricciones que imponga la programación hidráulica aprobada en los términos de la "Ley" y el "Reglamento" y las demás consideraciones de interés público o de salubridad general que, debidamente fundadas y motivadas, emitan las autoridades competentes y que establezcan restricciones adicionales para la descarga de aguas residuales en los cuerpos receptores a que se refiere la "Ley".

ARTÍCULO 141. "La Comisión", conforme a las Normas Oficiales Mexicanas que emitan las autoridades competentes, las metas y plazos establecidos en la programación hidráulica y las Declaratorias de Clasificación de los Cuerpos de Agua Nacionales, podrá modificar las condiciones particulares de descarga, señalando a los permisionarios el plazo para que sus descargas se ajusten a las mismas.

Las condiciones particulares de descarga no podrán ser modificadas sino después de transcurridos cinco años, contados a partir de su expedición o modificación, salvo situaciones comprobadas de emergencia para evitar graves daños a la salud, a un ecosistema o a terceros.

ARTÍCULO 142. Para efectos de la fracción III, del artículo 86 de la "Ley", "La Comisión" podrá publicar en el Diario Oficial de la Federación los parámetros y concentraciones máximos que por lo menos deberán observar las condiciones particulares de descarga de aguas residuales.

1.2 Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente³ es reglamentaria de las disposiciones de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos que se refieren a la preservación y restauración del equilibrio Ecológico, así como a la Protección al ambiente, en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción. Sus disposiciones son de orden público e interés social y tienen por objeto propiciar el desarrollo sustentable y establecer las bases para: garantizar el derecho de toda persona a vivir en un medio ambiente adecuado para su desarrollo, salud y bienestar; la preservación, la restauración y el mejoramiento del ambiente; y la prevención y el control de la contaminación del aire, agua y suelo.

Los criterios para la prevención y control de la contaminación del agua serán considerados en la formulación de las Normas Oficiales Mexicanas que deberán satisfacer el tratamiento del agua para el uso y consumo humano, así como para la descarga de aguas residuales en cuerpos receptores considerados aguas nacionales; y la clasificación de estos cuerpos de acuerdo a su capacidad de asimilación o dilución y la carga contaminante que éstos puedan recibir, conforme al artículo 118.

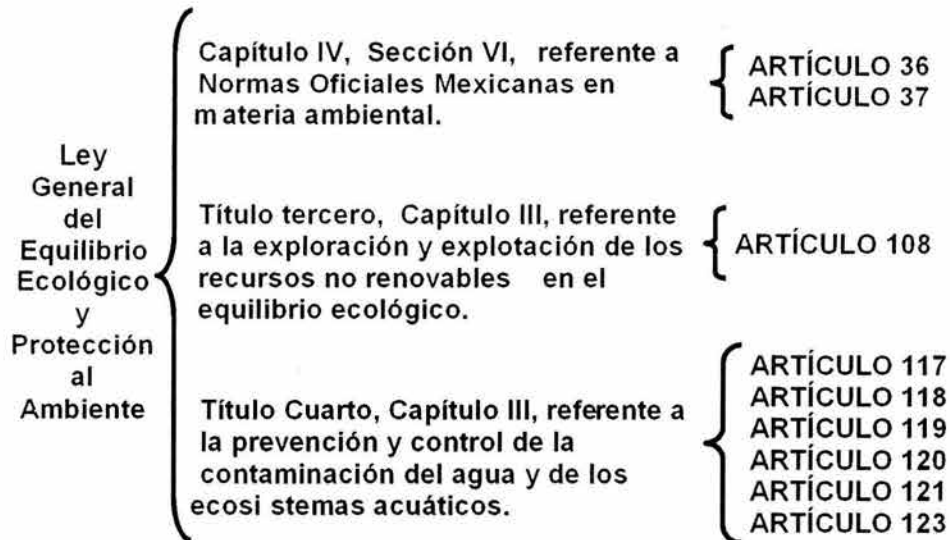


Figura I.3. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente

³ Esta Ley entró en vigor el día 1o. de marzo de 1988.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en su Capítulo IV, Sección VI, referente a Normas Oficiales Mexicanas en materia ambiental, establece que:

ARTÍCULO 36 (Extracto). Para garantizar la sustentabilidad de las actividades económicas, la Secretaría emitirá Normas Oficiales Mexicanas en materia ambiental y para el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, que tengan por objeto:

- Establecer los requisitos, especificaciones, condiciones, procedimientos, metas, parámetros y límites permisibles que deberán observarse en regiones, zonas, cuencas o ecosistemas, en aprovechamiento de recursos naturales, en el desarrollo de actividades económicas, en el uso y destino de bienes, en insumos y en procesos;
- Considerar las condiciones necesarias para el bienestar de la población y la preservación o restauración de los recursos naturales y la protección al ambiente.

ARTÍCULO 37 Bis. Las Normas Oficiales Mexicanas en materia ambiental son de cumplimiento obligatorio en el territorio nacional y señalarán su ámbito de validez, vigencia y gradualidad en su aplicación.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en su Título tercero, Capítulo III, referente a la exploración y explotación de los recursos no renovables en el equilibrio ecológico, establece que:

ARTÍCULO 108 (Extracto). Para prevenir y controlar los efectos generados en la exploración y explotación de los recursos no renovables en el equilibrio ecológico e integridad de los ecosistemas, la Secretaría expedirá las Normas Oficiales Mexicanas que permitan el control de la calidad de las aguas y la protección de las que sean utilizadas o sean el resultado de esas actividades, de modo que puedan ser objeto de otros usos.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en su Título Cuarto, Capítulo III, referente a la prevención y control de la contaminación del agua y de los ecosistemas acuáticos, establece que:

ARTÍCULO 117 (Extracto). Para la prevención y control de la contaminación del agua se considerarán los siguientes criterios:

- La prevención y control de la contaminación del agua, es fundamental para evitar que se reduzca su disponibilidad y para proteger los ecosistemas del país;
- Corresponde al Estado y la sociedad prevenir la contaminación de ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás depósitos y corrientes de agua, incluyendo las aguas del subsuelo;
- El aprovechamiento del agua en actividades productivas susceptibles de producir su contaminación, conlleva la responsabilidad del tratamiento de las descargas, para reintegrarla en condiciones adecuadas para su

utilización en otras actividades y para mantener el equilibrio de los ecosistemas; y

- La participación y corresponsabilidad de la sociedad es condición indispensable para evitar la contaminación del agua.

ARTÍCULO 118 (Extracto). Los criterios para la prevención y control de la contaminación del agua serán considerados en:

- La expedición de Normas Oficiales Mexicanas para el uso, tratamiento y disposición de aguas residuales, para evitar riesgos y daños a la salud pública;
- La formulación de las Normas Oficiales Mexicanas que deberán satisfacer el tratamiento del agua para el uso y consumo humano, así como para la infiltración y descarga de aguas residuales en cuerpos receptores considerados aguas nacionales; y
- La clasificación de cuerpos receptores de descarga de aguas residuales, de acuerdo a su capacidad de asimilación o dilución y la carga contaminante que éstos puedan recibir.

ARTÍCULO 119. La Secretaría expedirá las Normas Oficiales Mexicanas que se requieran para prevenir y controlar la contaminación de las aguas nacionales, conforme a lo dispuesto en esta Ley, en la Ley de Aguas Nacionales, su Reglamento y las demás disposiciones que resulten aplicables.

ARTÍCULO 119 Bis (Extracto). En materia de prevención y control de la contaminación del agua, corresponde a los gobiernos de los Estados y de los Municipios, por sí o a través de sus organismos públicos que administren el agua, así como al del Distrito Federal, de conformidad con la distribución de competencias establecida en esta Ley y conforme lo dispongan sus leyes locales en la materia:

- El control de las descargas de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado; y
- La vigilancia de las Normas Oficiales Mexicanas correspondientes, así como requerir a quienes generen descargas a dichos sistemas y no cumplan con éstas, las instalación de sistemas de tratamiento.

ARTÍCULO 120. Para evitar la contaminación del agua, quedan sujetos a regulación federal o local:

- Las descargas de origen industrial;
- Las descargas de origen municipal y su mezcla incontrolada con otras descargas;
- Las descargas derivadas de actividades agropecuarias;

- Las descargas de desechos, sustancias o residuos generados en las actividades de extracción de recursos no renovables;
- La aplicación de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas;
- Las infiltraciones que afecten los mantos acuíferos; y
- El vertimiento de residuos sólidos, materiales peligrosos y lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales, en cuerpos y corrientes de agua.

ARTÍCULO 121. No podrán descargarse o infiltrarse en cualquier cuerpo o corriente de agua o en el suelo o subsuelo, aguas residuales que contengan contaminantes, sin previo tratamiento y el permiso o autorización de la autoridad federal, o de la autoridad local en los casos de descargas de aguas de jurisdicción local o a los sistemas de drenaje y alcantarillado de los centros de población.

ARTÍCULO 123 (Extracto). Todas las descargas en las redes colectoras, ríos, acuíferos, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de aguas y los derrames de aguas residuales en los suelos y su infiltración en terrenos, deberán satisfacer las Normas Oficiales Mexicanas que para tal efecto se expidan, y en su caso, las condiciones particulares de descarga que determine la Secretaría o las autoridades locales.

1.3 Ley Federal de Derechos

Para lograr los objetivos y metas de calidad del agua, se ha establecido un esquema de cobro por el derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales que se establece en el artículo 276 de ésta ley. Este esquema de cobro tiene como objetivo principal alentar a los usuarios industriales a tomar acciones para reducir el volumen y la concentración del agua residual por medio de un mejor control de los procesos y, si es posible, una modificación de los mismos. Si los desechos industriales se vacían al sistema de drenaje principal, es importante asegurarse que el agua residual no contenga material que dañe al alcantarillado, a los trabajadores del drenaje o a los procesos de tratamiento de agua residual. Es por esto que en algunos casos puede ser necesario dar un pretratamiento antes de hacer una descarga al alcantarillado. La política de "el que contamina paga", algunas veces invocada para tratar las descargas de desecho industrial, puede no ser totalmente satisfactoria a no ser que las cuotas se fijen racionalmente. En algunas ocasiones un industrial podría preferir considerar como gasto de operación y pagar el costo de causar contaminación en vez de invertir en una planta de tratamiento. Tal enfoque tendría efectos directamente perjudiciales en la calidad del agua.

Los derechos que establece la Ley Federal de Derechos, se pagarán por el uso o aprovechamiento de los bienes del dominio público de la Nación, así como por recibir servicios que presta el Estado en sus funciones de derecho público, excepto cuando se presten por organismos descentralizados u órganos desconcentrados y en este último caso, cuando se trate de contraprestaciones que no se encuentren previstas en esta Ley. También son derechos las contribuciones a cargo de organismos públicos descentralizados por prestar servicios exclusivos del Estado.

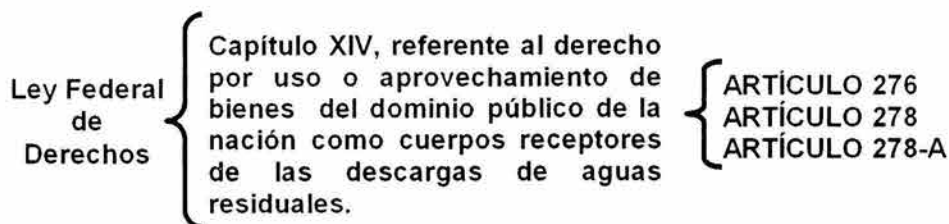


Figura I.3. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente

La Ley Federal de Derechos, en su Capítulo XIV, referente al derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, establece que:

ARTÍCULO 276. Están obligados a pagar el derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, las personas físicas o morales que descarguen en forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales en ríos, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, así como los que descarguen aguas residuales en los suelos o las infiltren en terrenos que sean bienes nacionales o que puedan contaminar el subsuelo o los acuíferos, en términos de lo dispuesto en esta Ley.

ARTÍCULO 278 (Extracto). Por el uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, se causará el derecho de acuerdo con el tipo del cuerpo receptor en donde se realice la descarga, conforme al volumen de agua descargada y los contaminantes vertidos, en los que rebasen los límites máximos permisibles establecidos en las condiciones particulares de descarga o a falta de éstas, los previstos en la presente Ley.

ARTÍCULO 278-A. Los cuerpos de propiedad nacional, receptores de las descargas de aguas residuales, se considerarán como tipo A, a excepción hecha de los que se señalan como B o C; todos los Embalses Naturales o Artificiales, se considerarán como tipo B a excepción de los que se señalan como tipo C; todos los Estuarios y Humedales Naturales, se considerarán como tipo C.

Cuerpos receptores tipo B:

Cuerpos Receptores	Municipios
Aguascalientes	
Río San Pedro	Aguascalientes, Rincón de Romos, Jesús María, San Francisco de los Romo, Pabellón de Arteaga, Tepezala y Cosío
Ríos Mal Paso, Manzano, La Labor y Calvillo Arroyos Rincón Verde, Ojocaliente y Cebolletas	Calvillo
Río Blanco y Río Prieto	San José de Gracia
Río Pabellón	Pabellón de Arteaga y Rincón de Romos
Arroyos El Saucillo, El Túnel y Las Burras	Rincón de Romos
Río Santiago y Arroyo Ojo Zarco	Pabellón de Arteaga
Río Morcinique	Jesús María y Aguascalientes
Arroyos Las Víboras, San Nicolás, La Escondida, Salto de Montoro (Las Venas), La Pileta (Peñuelas) y La Chavena	Aguascalientes
Arroyos La Concepción y San José de Guadalupe	Jesús María
Arroyo Piedras Negras	Asientos
Río Chicalote	Asientos, San Francisco de los Romo y Jesús María
Arroyo San Francisco	Aguascalientes y El Llano
Río Gil	Jesús María y Calvillo
Baja California	
Arroyos Doña Petra, Aguajito, Ensenada, San Carlos, Las Ánimas, El Gallo, Cuatro Milpas, El Sauzal, El Carmen, San Vicente, Salado, San Rafael, San Telmo, Santo Domingo, Las Escopetas, Aguachiquita, Nueva York, San Simón, El Socorro, El Rosario, La Misión y Las Amarillas	Ensenada
Arroyos Las Palmas, San Pablo, San José y Cañada Joe Bill y Río Tecate	Tecate
Arroyos Las Palmas, Sáinz, La Meza, México Lindo, Sánchez Taboada, Lázaro Cárdenas, Camino Verde, Agua Caliente, Matanuco, El Florido, Cerro Colorado, Presidentes, Gato Bronco, Sistema Álamo, Alamar, La Pechuga, Aviación o Pesteje, Aguaje de la Tuna Cañón del Sol, Matadero, E. Zapata, Sistema Centro, Los Laureles, San Antonio de los Buenos y Río Tijuana	Tijuana
Ríos Nuevo Colorado y Hardy y Arroyo Las Amarillas	Mexicali
Arroyos Guagatay y El Descanso	Playas de Rosarito
Bahías San Francisquito o Luis Gonzaga, De Los Ángeles, Camalú, Todos Santos, San Quintín y San Felipe Punta Estrella	Ensenada
Costa de Tijuana	Tijuana
Bahía de San Felipe-Punta Estrella y Golfo de Santa Clara	Mexicali
Costa de Rosarito	Playas de Rosarito

Cuerpos Receptores	Municipios
Baja California Sur	
Arroyos San José de Gracia, La Purísima, San Isidro, Paso Hondo, Comondú, Santo Domingo y Las Bramonas	Comondú
Arroyos La Paz, San Bartolo, Los Gatos y San Antonio	La Paz
Arroyos Boca de la Sierra, San Bartolo, Agua Caliente, Miraflores, Caduaño y San Jorge	Los Cabos
Arroyo San José de Magdalena, Santa Agueda, Las Parras y Liguí	Loreto
Bahía Santa María, San Juanico, Las Barrancas, La Poza Grande y Magdalena, Punta Santo Domingo y Puerto San Andresito	Comondú
Bahías Tortugas, San Cristóbal, Asunción, San Hipólito, Ballenas, Santa Inés, Santa Rosalía, San Bruno, Concepción y Santa Ana, Estero Cordón, Puerto Escondido, Ensenada La Escondida, Punta Malarrimo, y Punta Abreojos	Mulegé
Bahías Santa Marina, Las Almejas, La Paz, La Ventana, Los Muertos, Las Palmas y Plutarco Elías Calles, Ensenada San Juan de la Costa y Las Cruces, Punta Pescadero, Boca El Carrizal y Punta y Punta Lobos	La Paz
Bahías Migriño, San Lucas y San José del Cabo, Estero San José del Cabo, Boca de la Vinorama, Cabos Pulmo, La Rivera y Los Frailes	Los Cabos
Bahías Loreto, Juncalípto y Liguí, Ensenadas Blanca, Agua Verde y Tembabihi, Puerto Escondido	Loreto
Campeche	
Río Champotón y Laguna de Silvituc	Champotón
Río Palizada	Palizada
Ríos Mamantel y Candelaria	El Carmen y Escárcega
Río Chumpán	El Carmen
Acuífero de la Península de Yucatán	En los nueve municipios del Estado
Zona Costera del Estado de Campeche	El Carmen, Tenabo, Hecelchacán, Calkiní, Champotón y Campeche
Coahuila	
Río Bravo	Ocampo, Acuña, Jiménez, Piedras Negras, Nava, Guerrero e Hidalgo
Arroyo Las Vacas	Acuña
Río San Diego	Zaragoza y Jiménez
Río San Rodrigo	Zaragoza, Jiménez y Piedras Negras
Arroyo El Tornillo	Piedras Negras
Río Escondido	Zaragoza, Nava y Piedras Negras
Río San Juan de Sabinas	Múzquiz y San Juan de Sabinas
Río Álamos	Múzquiz y San Juan de Sabinas
Río Sabinas	San Juan de Sabinas, Sabinas, Progreso y Juárez
Río Salado de los Nadadores	Lamadrid, Sacramento, Nadadores, San Buenaventura, Escobedo, Progreso y Juárez

Cuerpos Receptores	Municipios
Coahuila	
Río Salado	Juárez
Río Monclova	Monclova
Colima	
Arroyos San José y Punta de Agua	Manzanillo
Arroyo Zacualpan	Comala
Río Colima	Cuahtémoc y Villa de Álvarez
Chiapas	
Río Grijalva y sus afluentes	Berriozábal, La Concordia, Tzimol, Venustiano Carranza, Socoltenango, Acata, Totolapa, Chiapilla, Tuxtla Gutiérrez, San Fernando, Chicoasén, Usumacinta, Copainalá, Ocozocoautla y Tecpatán
Río Santo Domingo y Grijalva	Chiapa de Corzo
Río Sabinal y sus afluentes	Tuxtla Gutierrez
Río Frio	San Cristobal de Las Casas, San Lucas y Chiapilla
Río La Venta-Soyatenco	Cintalapa, Jiquipilas y Ocozocoautla de Espinoza
Río Santo Domingo	Villacorzo, Villaflores, Chiapa de Corzo y Suchiapa
Río Coatán	Tapachula y Mazatán
Acuífero Cintalapa	Cintalapa y Jiquipilas
Acuífero Tuxtla	Tuxtla Gutiérrez, Chiapa de Corzo, Suchiapa, Berriozábal y Acalá
Acuífero Comitán	Comitán de Domínguez, Las Margaritas, La Independencia, Altamirano y Teopisca
Acuífero San Cristobal	San Cristobal de Las Casas e Ixtapa
Acuífero Arriaga-Pijijiapan	Arriaga, Tonalá y Pijijiapan
Acuífero Acapetahua	Mapastepec, Acapetahua, Villa Comaltitlán, Acacoyagua y Escuintla
Acuífero Soconusco	Tapachula, Suchiate, Metapa, Tuxtla Chico, Mazatán, Huixtla y Frontera Hidalgo
Humedal Hueyate	Huixtla
Mar Muerto	Arriaga y Tonalá

Cuerpos Receptores	Municipios
Chihuahua	
Río Conchos	Carichi, Nonoava y Bocoyna
Río Casas Grandes	Ignacio Zaragoza
Río Santa María	Bachiniva
Río Papigochi	Temósachi
Río San Pedro	Cusihuirachi
Río Mayo	Chinipas y Moris
Río Chinipas	Chinipas, Guazapares y Uriachi
Río Urique	Batopilas, Guachochi y Urique
Río San Miguel	Balleza, Batopilas, Guachochi y Morelos
Río Sinaloa, Mohinora y Chinatu	Guadalupe y Calvo
Río Septentrión	Temoris y Urique
Río Moris	Ocampo y Moris
Río Candameño	Balleza
Río Nonoava	Nonoava
Río Los Loera	Guadalupe y Calvo
Río Oteros	Bocoyna
Río Batopilas	Batopilas y Guachochi
Río Verde	Guerrero y Temósachi
Ríos Aros y Tutuaca	Temósachi y Madera
Distrito Federal	
Río Magdalena	Delegación La Magdalena Contreras

Cuerpos Receptores	Municipios
Durango	
Río Saucedá	Durango y Canatlán
Río Nazas	Cuencamé, Indé, El Oro, Rodeo, Nazas, Lerdo y Gómez Palacio
Río Santiago	Durango, Canatlán y Santiago Papasquiari
Río Tepehuanes	Tepehuanes y Santiago Papasquiari
Río Ramos	Santiago Papasquiari, El Oro e Indé
Río Sextín (El Oro)	Tepehuanes, Guanaceví, San Bernardo, El Oro e Indé
Río San Juan	Pánuco de Coronado, San Juan del Río y Rodeo
Río del Peñón o Covadonga	Peñón Blanco y Nazas
Arroyo Cuencamé	Cuencamé
Río Tamazula	Canelas, Tamazula y Topia
Río San Lorenzo	Santiago Papasquiari, Tamazula y Canelas
Río Aguanaval	Santa Clara, Cuencamé y Poanas
Río Piaxtla	Durango y San Dimas
Río Presidio	Durango, Pueblo Nuevo y San Dimas
Ríos el Tunal y Santiago Bayacora	Durango y Mezquital
Río Durango	Durango y Nombre de Dios
Río Acaponeta	Durango y Pueblo Nuevo
Río Humaya	Guanaceví, Tepehuanes, Tamazula, Canelas y Topia
Río Florido	Hidalgo, Indé, Ocampo y San Bernardo
Arroyo y Cerro Gordo	Hidalgo
Río Mezquital	Mezquital y Nombre de Dios
Río Súchil	Nombre de Dios, Vicente Guerrero y Súchil
Río Poanas	Poanas
Río Baluarte	Pueblo Nuevo
Río Verde	San Dimas
Río Habitas	San Dimas y Tamazula
Río Graseros	Súchil, Vicente Guerrero y Nombre de Dios
Arroyos Seco y Asequia Grande	Durango
Estado de México	
Río Amanalco	Amanalco

Cuerpos Receptores	Municipios
Guanajuato	
Río Lerma	Acámbaro, Salvatierra, Jaral del Progreso, Salamanca, Valle de Santiago, Pueblo Nuevo, Abasolo, Huanímaro y Pénjamo
Arroyos La Patiña, El Calvillo y Los Castillos	León
Arroyos Santa Ana y Llano Largo	Guanajuato
Guerrero	
Río La Cofradía	La Unión de Isidoro Montes de Oca
Ríos La Unión, San Cristóbal y Las Juntas	La Unión de Isidoro Montes de Oca y Coahuayutla de José María Izazaga
Río Pantla	Teniente José Azueta
Río Ixtapa	José María Izazaga y la Unión
Río San Jeronimito	Teniente José Azueta y Petatlán
Ríos San Luis y Tecpan	Tecpan de Galeana
Ríos Tecpan y Chiquito	Tecpan de Galeana y Atoyac de Álvarez
Río Atoyac	Atoyac de Álvarez y Benito Juárez
Río Piloncillo	Atoyac de Álvarez
Ríos Coyuca y La Hamaca o Aguas Blancas	Coyuca de Benitez
Río La Sabana y Arroyos El Camarón, Aguas Blancas, Garita, Costa Azul, Deportivo e Icacos	Acapulco de Juárez
Río Papagayo	Acapulco de Juárez, San Marcos, Juan R. Escudero y Chilpancingo de los Bravo
Río Omítlán	Juan R. Escudero y Tecoaapa
Río San Miguel	Chilpancingo de Los Bravo
Río La Unión	Quechultenango, Tlacoapa, Tecoaapa y Acatepec
Río Azul	Quechultenango
Río Huacapa	Chilpancingo de Los Bravo, Quechultenango y Mochitlán
Ríos Cortés y La Estancia	San Marcos
Río Nexpa	Cruz Grande y Ayutla de Los Libres
Ríos Sauces, Tecoaapa y Tlatenango	Tecoaapa y Ayutla de Los Libres
Río Ayutla	Tecoaapa, Acatepec y Ayutla de Los Libres
Río Copala	Copala y Cuautepec
Río Cuautepec	Cuautepec
Río Concordia	Cuautepec, San Luis Acatlán y Ayutla de Los Libres

Cuerpos Receptores	Municipios
Guerrero	
Río Yautepec	Cuautepec y San Luis Acatlán
Río Marquella	Cuajinicuilapa, Azoyú y San Luis Acatlán
Río Juchitán	Azoyú
Río Chiquito	San Luis Acatlán
Río Quetzal	Cuajinicuilapa, Ometepec, Igualapa y Metlatonoc
Río Cortijos	Cuajinicuilapa
Río Santa Catarina	Cuajinicuilapa, Ometepec, Xochistlahuaca y Tlacoachistlahuaca
Río Balsas	Copalillo, Mártir de Cuilapa, Eduardo Neri, Cuetzalapa del Progreso, Tepecuacuilco, Apaxtla, San Miguel Totolapan, Arcelia, Tlapehuala, Pungarabato, Coyuca de Catalán, Zirándaro, Coahuyutla y La Unión de Isidoro Montes de Oca
Río Tlapaneco	Tlapa de Comonfort, Xalpatláhuac, Alpoyeca, Huamuxtítlan, Xochihuehuetlán, Olinalá y Copalillo
Río Mitlancingo	Atlitac, Olinalá, Ahuacutzingo y Copalillo
Río Tlapehualapa o Atzacualoya	Zitlala y Copalillo
Río Apango	Mártir de Cuilapa y Tixtla de Guerrero
Río Tepecuacuilco	Tepecuacuilco de Trujano y Eduardo Neri
Río Cañón del Zopilote	Eduardo Neri
Río Huacapa	Eduardo Neri y Leonardo Bravo
Río Cocula o Iguala	Cocula, Eduardo Neri e Iguala de La Independencia
Río Ahuehuepán	Iguala de La Independencia y Teloloapan
Río Los Sabinos	Cocula, Teloloapan, Iguala de La Independencia e Ixcateopan de Cuauhtémoc
Río Cuetzala	Cuetzala del Progreso
Río Coatepec	Gral. Heliodoro Castillo
Río Oxtotitlán	Teloloapan y Apaxtla
Río Ototlán o Truchas o Tetela	Gral. Heliodoro Castillo y San Miguel Totolapan
Río Yextla	Gral. Heliodoro Castillo
Río Pesoapa	Teloloapan, Apaxtla y Arcelia
Río Poliutla o San Pedro o Palos Altos	Tlapehuala, Tlalchapa, Arcelia y Gral. Canuto A. Neri
Río Santo Niño y Río Arcelia	Arcelia
Río Tlalchapa	Tlalchapa
Río Ajuchitlán	Ajuchitlán del Progreso

Cuerpos Receptores	Municipios
Guerrero	
Río Amuco o Tamacua o El Coyol	Ajuchitlán del Progreso y Coyuca de Catalán
Río Cuiro o Hacienda de Dolores y Río Tarétaro o Las Trojas	Coyuca de Catalán
Río Cutzamala	Cutzamala de Pinzón y Pungarabato
Ríos Ixtapan y Palmar Grande	Cutzamala de Pinzón
Río del Oro o Frio	Coyuca de Catalán y Zirándaro
Río San José y Arroyo El Chivo	Zirándaro
Ríos Santa Rita y San Antonio	Cohuayutla
Bahías de Zihuatanejo e Ixtapa	Teniente José Azueta
Bahía de Puerto Marqués y de Acapulco	Acapulco de Juárez
Hidalgo	
Río Calabozo	Huautla
Río Atlapexco	Atlapexco
Río Candelaria	Tlanchinol
Ríos Candelaria, Chinguiñoso, Malilla, Tahuizán y Tecoloco	Huejutla de Reyes
Río Claro	Juárez de Hidalgo, Molango y Chapulhuacán
Jalisco	
Río San Miguel o Tuxcacuesco	Ejutla, El Limón, Tonaya, Tuxcacuesco y Tolimán
Río Ayuquila o Armería	Tolimán y Zapotitlán
Río Ayutla	Ayutla, Unión de Tula, Autlán, El Grullo, Tuxcacuesco y Tolimán
Río Tomatlán	Tomatlán
Río Salado	Tala y Teuchitlán
Río Ameca	Teuchitlán, Ameca, Guachinango, San Sebastián y Puerto Vallarta
Río El Arenal	Zapoapan, El Arenal y Amatitán
Ríos Teocultatlán y Citala	Teocultatlán de Corona
Arroyos Yahualica y Las Pilas	Yahualica de González Gallo
Río Chico o Bolaños	Mezquitic, Villa Guerrero, Bolaños, Chimaltitán y San Martín de Bolaños
Río Teocaltiche	Teocaltiche y Villa Hidalgo
Río Lerma	Degollado, Ayotlán y La Barca

Cuerpos Receptores	Municipios
Jalisco	
Ríos Huascato o Río Chico y Agua Blanca	Jesús María, Degollado y Ayotlán
Río Colorado o San Onofre	La Barca y Ayotlán
Río Paso Blanco	La Barca y Atotonilco
Río Santa Rita	La Barca y Ayotlán
Arroyo El Caracol	Ayotlán
Arroyo Ayo o Charco Verde	Ayotlán y Jesús María
Río San Marcos	Ixtlahuacán de Los Membrillos
Río La Pasión	La Manzanilla de la Paz y Mazamitla
Río Santiago	Juanacatlán, Chapala, Ixtlahuacán de Los Membrillos, Tlajocomulco de Zuñiga, El Salto, Tonalá, Zapotlanejo, Guadalajara, Ixtlahuacán del Río, Zapopan, San Cristóbal de la Barranca, Amatitán, Tequila y Hostotipaquillo
Río San Pedro o Verde	Teocaltiche, Villa Hidalgo, Jalostotitlán, Mexxicacán, Villa Obregón, Valle de Guadalupe, Yahualica, Cuquío, Tepatitlán de Morelos, Acatic, Zapotlanejo e Ixtlahuacán del Río
Arroyos Tamazula, San Lorenzo, Río Grande o Ejutla	Ejutla
Arroyo Chiquito, Ríos Atengo y San Juan Caloma	Ayutla
Río San José	Autlán
Arroyo Los Prietos y Río María García	Tomatlán
Arroyo Chapulimita	Teuchitlán
Arroyo El Cocolisco	Teuchitlán, Ahualulco y Antonio Escobedo
Río San Martín	Ameca
Río El Salitre	San Martín Hidalgo
Arroyo Las Pilas	El Arenal
Río Atoyac	Atoyac
Arroyo Barrotes	Bolaños y Chimaltitán
Arroyos Guásimas, El Platanito, Cortapico y Cuixtla	San Martín de Bolaños
Arroyos Zapatero o Las Canoas, El Salto o Río Contla	Tamazula de Gordiano
Río Tamazula o Tuxpan	Tamazula, Zapotiltic y Tuxpan
Arroyos San Ignacio y San Antonio	Villa Hidalgo
Arroyo Atizcoa o Seco o Tequila	Tequila
Arroyos Barranquitas, El Limón, San José o Salto, Las Cueras y Santo Tomás o San Nicolás	Hostotipaquillo
Arroyos Ahuetita, El Rincón y El Agostadero y Río Encarnación	Teocaltiche

Cuerpos Receptores	Municipios
Jalisco	
Ríos Lagos o San Juan de Los Lagos	Jalostotitlán, Lagos de Moreno y Unión de San Antonio
Ríos La Saucedá, Bernalaje, Grande, Guaricho, Chico y Cuarenta. Arroyos El Salto y El Mercado	Lagos de Moreno
Arroyos Jalpino o San Julián y Carrizo	Unión de San Antonio
Río Ipalco y Arroyo Acasico	Mexiticacán
Arroyo Manalisco	Cuquio
Río El Salto	Valle de Guadalupe
Río Tepatitlán	Acatic y Tepatitlán
Arroyos Lagunillas y San Pablo	Ixtlahuacán del Río
Río Pitillal	Puerto Vallarta
Río san Nicolás	La Huerta y Tomatlán
Arroyos Tejas y Agua Zarca	Tomatlán
Río Seco y El Tamarindo	Cihuatlán
Ríos Cuitzmalá y Purificación, Arroyo Chanéla	La Huerta
Arroyo Seco, Palmito o Cenicero, Río Cihuatlán o Minatitlán o Marabasco	Cihuatlán
Ríos La Puerta, El Tuito, Tabo, Los Coquitos, Tecolotlán, Arroyos Maxeque o Caquixte, Arroyo Comara o Zicatán	Cabo Corrientes
Arroyo El Ahogado	El salto
Arroyos Capulín o Caracol o El Chilarejo, El Ocote y Madrastra	Arandas
Arroyo La Cuartilla o El Saltito o Las Tortugas y Río Blanco	Zapopan
Arroyos El Jacal y Marandilla	Mascota
Río Mascota	Puerto Vallarta y Mascota
Río Talpa	Mascota y Talpa de Allende
Arroyo Veladero	Talpa de Allende
Río San Miguel	San Miguel y Jalostotitlán
Arroyo Seco	Tlaquepaque
Arroyo Arietes	Acatlán de Juárez
Arroyo San Antonio	Tala
Arroyos El Tecolote, Carmesi y La Zopilota	Casimiro Castillo
Río Zula o Los Sabinos	Tototlán, Atotonilco El alto y Arandas
Ríos La Laja y Zapotlanejo	Zapotlanejo

Cuerpos Receptores	Municipios
Jalisco	
Río Los Horcones	Cabo Corrientes
Aguas Costeras	Estado de Jalisco
Michoacán	
Ríos Chilchota y Duero	Chilchota
Río Cupatitzio	Uruapan y Gabriel Zamora
Río Zitácuaro aguas arriba de La Presa del Bosque	Zitácuaro
Río Balsas	Arteaga y Lázaro Cárdenas
Río Lerma	José Sixto Verduzco, Angamacutiro, Penjamillo, Numarán, La Piedad, Yurécuaro, Tanhuato, Vista Hermosa y Briseñas
Ríos Tirio y Tiripetio	Morelia
Morelos	
Río Tembembe hasta la derivadora Perritos	Miacatlán
Río Apatlaco en su parte alta	Huitzilac, Cuernavaca y Temixco
Arroyos Chachihuapan, Zempante, Ahatlán, Atzingo, El Tecolote, El Mango y El Túnel	Cuernavaca
Arroyo Chapultepec	Cuernavaca y Temixco
Arroyos Los Arquillos, Pilcaya y El Limón	Temixco
Nayarit	
Río Acaponeta	Huajicori, Acaponeta y Tecuala
Río San Pedro	El Nayar, Ruiz, Rosamorada, Tuxpan y Santiago Ixcuintla
Río Santiago	La Yesca, Ixtlán del Río, Jala, Santa María del Oro, El Nayar, Tepic, Santiago Ixcuintla y San Blas
Río Mololoa	Santa María del Oro, Xalisco, Tepic y Santiago Ixcuintla
Río Cañas	Huajicori, Acaponeta y Tecuala
Bahía de Matanchén	San Blas
Ensenada del Toro	Compostela
Nuevo León	
Río San Juan	Santiago, Cadereyta Jiménez, General Terán, China, General Bravo, Los Ramones, Doctor Coos y Los Aldama
Río Pilón	Galeana, Rayones y Montemorelos
Río Santa Catarina	Santiago, Santa Catarina, San Pedro Garza García, Monterrey, Guadalupe, Juárez y Cadereyta Jiménez
Río La Silla	Monterrey y Guadalupe
Ríos Blanquillo y Ramos, Arroyo Mireles	Allende

Cuerpos Receptores	Municipios
Nuevo León	
Arroyo La Chueca	Santiago
Arroyo Mohinos	China
Río Pablillo	Galeana, Iturbide y Linares
Río Camacho o Hualahuises	Hualahuises y Linares
Canal Sotolar	Linares
Ríos Salado y Bravo	Anáhuac
Río Blanco	General Zaragoza y Aramberri
Oaxaca	
Río Papaloapan tramo Tuxtepec-Veracruz	San Juan Bautista Tuxtepec y San Miguel Soyaltepec
Río Manialtepec	San Pedro Tututepec y Santo Reyes Nopala
Río Mixteco	Huajuapán de León
Acuífero Valles Centrales	Región Valles Centrales del Estado
Bahías de Huatulco	Santa María Huatulco
Bahía de Salina Cruz y Golfo de Tehuantepec	Salina Cruz
Bahía La Ventosa	Salina Cruz
Océano Pacífico	San Pedro Mixtepec
Puebla	
Río Pantepec	Pantepec y Metlatoyuca
Río Acalmán	Naupan, Tlacuilotepec, Tlaxco, Honey, Pahuatlán y Jalpan
Río San Marcos	Naupan, Tlacuilotepec, Xicotepec y Jalpan
Río Necaxa	Nuevo Necaxa, Tlaola, Zihuateutla y Jopala
Río Amixtlán	Zihuateutla, Xicotepec, Jalpan y Venustiano Carranza
Río Cozapa	Tlaola, Tlapacoya y Jopala
Río Agrío	Zacatlán y Chignahuapan
Río Ajajalpan	Chignahuapan, Zacatlán, Tepetzintla, Ahuacatlán, Chiconcuautla, Tlapacoya, San Felipe Tepatlán, Hermenegildo Galeana y Jopala
Río Zempoala	Tetela de Ocampo, San Esteban Cuautempan, Huiztilán, Zapotitlán de Méndez, Zoquiapan, Atlequizayan, Caxhuacan, Huehuetla, Tuzamapan de Galeana y Tenampulco
Río Apulco	Ixtacamaxtitlán, Santiago Zautla, Xochiapulco, Zacapoaxtla, Nauzontla, Xochitlán de Vicente Suárez, Cuetzalán del Progreso, Yaonáhuac, Ayotoxco de Guerrero y Tenampulco
Río María de la Torre	Teziutlán, Xiutetelco, Hueytamalco y Acateno

Cuerpos Receptores	Municipios
Puebla	
Río Tilapa	Chichiquila y Quimixtlán
Río Huizilapan	Tlachichuca, Chichotla y Quimixtlán
Río Atoyac	Tlahuapan, San Miguel Xoxtla, San Juan Cuautlancingo y Puebla
Arroyo Tlapalac	San Miguel Xoxtla
Barranca Guadalupe, Barranca del Conde, Barranca San Jerónimo	Puebla
Arroyo Rabanillo	San Pedro Cholula y Puebla
Arroyo Zapatero	San Andrés Cholula y Puebla
Río San Francisco, Arroyo Maravillas y Barranca Xaltonac	Puebla
Río Alseseca	Puebla
Barranca San Sebastián, Barranca Manzanilla, Barranca San Antonio	Puebla
Barranca San Diego	Amozoc y Puebla
Río Nexapa	San Nicolás de los Ranchos y Nealtican
Río Axamilpa	Ixcaquixtla y Tepexi de Rodríguez
Río Atoyac (cuenca baja)	Tzicatlacoyan, Atoyatempan, Huatlatlahuaca, Coatzingo, Ahuatlán, Cuayuca de Andrade, Tehuizingo, Chiautla de Tapia y Santa María Cohetzala
Querétaro	
Río Jalpan	Jalpan, Pinal de Amoles y Arroyo Seco
Río Extoraz	Tolimán, Peñamiller, Pinal de Amoles y Jalpan
Río Tolimán	Colón y Tolimán
Arroyo Arenal	Querétaro
Río Huimilpan	Huimilpan, Querétaro y Corregidora
Río Santa María	Arroyo Seco y Jalpan
Río Querétaro	Querétaro y El Marqués
Quintana Roo	
Arroyos Huay Pix y Milagros, y Río Hondo o Azul o Santa María	Othón P. Blanco
Arroyo Canal y Canal Nizuc	Benito Juárez
Bahía de Chetumal	Othón P. Blanco
Playa Linda	Benito Juárez

Cuerpos Receptores	Municipios
San Luis Potosí	
Río Verde	Armadillo de Los Infante, San Nicolás de Tolentino, Villa Juárez, Cerritos, Guadalcázar, Rioverde, Rayón, Cárdenas, Santa Catarina, Ciudad Fernández, San Ciro de Acosta y Lagunillas
Ríos Gallinas y Tamasopo	Cárdenas, Rayón y Tamasopo
Río Valles	El Naranjo, Ciudad Valles y Ciudad del Maiz
Río Tropaón	Tamasopo, Aquismón, Ciudad Valles y Tamuín
Río Coy	Aquismón, Ciudad Valles, Taniajás y Ciudad Santos
Río Amajac	Tamazunchale
Río Moctezuma	Tamazunchale, Axtla de Terrazas, Coxcatlán, Tampamolón Corona, San Vicente Tancuayalab y Tamuín
Río Choy	Tamuín
Sinaloa	
Río Fuerte	El Fuerte y Ahome
Ríos San Lorenzo y Tamazula	Culiacán
Río Humaya	Baridaguato y Culiacán
Río Culiacán	Culiacán
Río Cañas	Escuinapa
Bahía de Mazatlán	Mazatlán
Sonora	
Río Colorado	San Luis Río Colorado
Río Sonoyta	General Plutarco Elias Calles
Río Altar	Saric, Nogales, Tubutama, Atil, Oquitoa y Altar
Río Magdalena y Arroyos Cocospera, Coyotillo, Bambuto y Los Alisos	Imuris, Benjamín Hill, Nogales, Santa Cruz, Trincheras, Magdalena y Santa Ana
Río Asunción y Arroyos Seco, El Sasabe y El Plomo	Caborca
Río Concepción	Caborca
Río Sonora, San Miguel de Horcasitas, Zanjón y Bacanuchi	Aconchi, Arizpe, Bacoachi, Banamichi, Baviácora, Benjamín Hill, Cananea, Carbó, Cucurpe, Hermosillo, Opodepe, Rayón, San Felipe de Jesús, San Miguel de Horcasitas, Santa Ana y Ures
Río Matape y sus afluentes	Colorada Empalme, guaymas, Mazatán y Villa Pesqueira
Ríos Yaquí, Bavispe, Aros, Nacori, Sahuaripa, Agua Prieta, Frontera, Negro, Chico, Banacora, Moctezuma y Suaquí, y Arroyos Bacadehuachi y Agua Caliente	Agua Prieta, Arivechi, Bacadehuachi, Bacanora, Bacerac, Bacum Bavispe, Cajeme, La Colorada, Cumpas, Divisaderos, Fronteras, Granados, Guaymas, Huachineras, Huasabas, Moctezuma, Naco, Nacozari de Garcia, Nacori Chico, Onavas, Quiriego, Rosario, Sahuaripa, San Ignacio Río Muerto, San Javier, San Pedro de la Cueva, Soyopa, Suaquí Grande, Tepache, Villa Hidalgo, Villa Pesqueira y Yécora

Cuerpos Receptores	Municipios
Sonora	
Río Mayo y Arroyos Los Cedros y Quiriego	Álamos, Navojoa, Etchojoa Huatabampo, Quiriego y Rosario Tezopaco
Arroyo Cocoraque	Benito Juárez y Quiriego
Río San Pedro	Cananea, Naco y Santa Cruz
Río Santa Cruz	Nogales y Santa Cruz
Drenes Agrícolas: Dren T-O, Yávaros, Moroncarit, Las animas, Dren K y Dren L	Etchojoa, Huatabampo y Navojoa
Drenes Agrícolas del Valle del Yaqui	Bacum, Benito Juárez, Cajeme, Etchojoa, Guaymas y San Ignacio Río Muerto
Canal de Riego: Canal Principal Alto	Benito Juárez, Cajeme y Navojoa
Canal de Riego: Canal Principal Bajo	Benito Juárez y Cajeme
Canal de Riego: Canal Principal Margen Izquierda	Etchojoa, Huatabampo y Navojoa
Canal de Riego: Tramo comprendido desde el Golfo de Santa Clara hasta la Bahía San Jorge	San Luis Río Colorado y Puerto Peñasco
Bahías Kino, Kumkaak y San Agustín	Hermosillo
Bahías de Guaymas, San Carlos y Guásimas	Guaymas
Bahía de Empalme	Empalme
Bahías Santa Bárbara, Huatabampito y Yávaros	Huatabampo
Tabasco	
Ríos Carrizal y Grijalva	Centro
Río Puxcatán	Macuspana y Tacotalpa
Río Tacotalpa	Tacotalpa
Río Teapa de La Sierra	Teapa
Tamaulipas	
Río Bravo	Nuevo Laredo, Guerrero, Chamarreo, Mire, Miguel Alemán, Gustavo Díaz Ordaz, Reynosa, Río Bravo y Matamoros
Canal Soliseño	Matamoros
Río Conchos	San Fernando y Méndez
Río Pilón	Mainero, Villagrán, Hidalgo, San Carlos y Padilla
Río Purificación	Güemes e Hidalgo
Río San Marcos	Victoria y Güemes
Río Soto La Marina	Soto La Marina
Río Tigre	Aldama y Altamira
Río Guayalejo	Jaumave, Llera, El Mante, Altamira y González
Ríos Sabinas	Llera y Xicoténcatl

Cuerpos Receptores	Municipios
Tamaulipas	
Río Frio	Gómex Farias y El Mante
Río Mante, Canal Principal K-O y Arroyo Las Cazuelas	El Mante
Río Tamesí	González, Altamira y Tampico
Arroyo El Coyote	Nuevo Laredo
Río San Juan y Dren Puertecitos	Camargo
Dren Rancherías	Miguel Alemán y Camargo
Dren Huizache	Camargo y Díaz Ordaz
Drenes El Anheló y La Rosita, Ramal II del Dren Río Bravo, Desalinador Ramal 5.67 Izquierdo	Reynosa
Dren El Murillo	Río Bravo y Reynosa
Drenes Río Bravo, E-128 y E-119 y Emisor Marginal	Río Bravo
Drenes SR-14+400, 1+343, Valle Hermoso, Guadalupe, Agrícola 122 y Colector Anáhuac Principal, E-30, E-32 Izquierdo y Colector	Valle Hermoso
Drenes Emisor Marginal, Principal, Agrícola 2-26920, Agrícola E-25, Las Vacas y 20 de Noviembre	Matamoros
Dren Las Blancas	Matamoros y Valle Hermoso
Canales Laterales 25+600 y Principal Margen Derecha, Drenes Ramal IV y Contadero IV	Abasolo
Ríos Blanco y Carrizal	Aldama
Río Barberena	Aldama y Altamira
Dren San Mamerto	Jiménes y Abasolo
Arroyo El Olmo y Bordo El Saladito	Victoria
Canal Sublateral 6+425, Canal Lateral 12+790 y Dren I	Xicoténcatl
Arroyo Santa Bárbara	Ocampo
Arroyo El Cojo	González
Canal Guillermo Rodhe	Camargo, Díaz Ordaz, Reynosa y Río Bravo
Canal Anzaldúas	Reynosa, Río Bravo y Valle Hermoso
Canal Principal	Abasolo
Acuífero Zona Norte	Camargo, Reynosa, Río Bravo y Valle Hermoso
Acuífero Méndez	Méndez, San Fernando y Burgos
Acuífero Hidalgo-Villagrán	Hidalgo, Villagrán y Mainero
Acuífero de San Carlos-Jiménez	San Carlos y Jiménez
Acuífero Victoria-Güemes	Victoria y Güemes
Acuífero Palmillas-Jaumave	Palmillas y Jaumave

Cuerpos Receptores	Municipios
Tamaulipas	
Acuífero Tula-Bustamante	Tula y Bustamante
Acuífero Llera-Xicoténcatl	Llera y Xicoténcatl
Acuífero Ocampo-Antiguo Morelos	Ocampo, Antiguo Morelos y Nuevo Morelos
Presa La Patria es Primero	Abasolo
Zona Costera	Matamoros, Altamira y Ciudad Madero
Marismas y Estero Ragapatas	Altamira
Marismas de Tierra Negra	Ciudad Madero
Estuarios del Río Pánuco	Tampico y Ciudad Madero
Río Álamo	Mier
Arroyo El Coronel	Guerrero
Arroyo El Buey	Miguel Alemán
Arroyo San Juan	Hidalgo
Veracruz	
Río Pánuco	Pánuco y Pueblo Viejo
Río Tempoal	Platón Sánchez, Tempoal, El Higo y Tantoyuca
Río Chicayán	Pánuco
Río Calabozo	Tantoyuca y Chicontepec
Río Tuxpan	Tuxpan y Álamo Temache
Río Vinazco	Huayacocotla, Texcatepec, Tlchichilco, Ixhuatlán y Chicontepec
Río Cazones	Cazones de Herrera, Poza Rica de Hidalgo y Coatzintla
Río Tecolutla	Tecolutla, Gutiérrez Zamora y Papantla
Río Nautla (Río Bobos)	Nautla y Martínez de La Torre
Río Misantla	Misantla
Río San Juan	Villa Azueta, Tlacotalpan, San Juan Evangelista, Hueyapan de Ocampo, Juan Rodríguez Clara, Isla, San Andrés Tuxtla y Santiago Tuxtla
Río Jamapa	Calcahualco, Alpatláhuac, Huatusco, Ixhuatlán del Café, Tepatlaxco, Zentla, Adalberto Tejeda, Soledad de Doblado, Manlio Fabio Altamirano, Jamapa, Medellín y Boca del Río
Río Coatzacoalcos	Olutla, Ixhuatlán del Sureste, Coatzacoalcos, Jesús Carranza, Hidalgotitlán, Texistepec, Nanchitla de Lázaro Cárdenas del Río y Minatitlán
Río Huazuntlán	Soteapan, Mecayapan, Pajapan y Chinameca
Río Tonalá	Las Choapas y Agua Dulce

Cuerpos Receptores	Municipios
Veracruz	
Río Uspanapa	Las Choapas, Minatitlán, Moluacán e Ixhuatlán del Sureste
Río Colipa	Vega de Alatorre, Colipa y Yecuatla
Río Pantepec	Álamo Temapache
Ríos Tomata e Itzapa	Tlapacoyan
Río Atoyac	Paso del Macho
Río Moctezuma	El Higo
Río Huazuntlán	Coatzacoalcos y Minatitlán
Río Huitzilapan	Ixhucán de Los Reyes
Ríos Aguacatlán, Huehueyapan y Cinco Palos	Coatepec
Río Suchiapa	Coatepec
Ríos Ocotál, Tezizapa y Yurivia	Mecayapán
Ríos Socoyolapa y Pixquiác	Tlanehuayocan
Río La Antigua	Xalapa, Coatepec, Jalcomulco, Tlaltetela, Totutla, Emiliano Zapata, Apazapan, Paso de Ovejas y La Antigua
Río Actopan	Actopan y Ursulo Galván
Ríos Sedeño y Sordo	Banderilla y Xalapa
Río Paso de La Milpa	Emiliano Zapata y Actopan
Río Los Pescados	Ixhuacán de Los Reyes, Teocelo, Cosautlán, Coatepec, Tuzamapán, Jalcomulco, Apazapán, Emiliano Zapata, Puente Nacional y La Antigua
Playa Norte y Barra de Tuxpan	Tuxpan
Barra de Tecolutla	Tecolutla
Playa Las Gaviotas	Coatzacoalcos
Playa Mocambo	Boca del Río
Playa Villa del Mar y Norte	Veracruz
Yucatán	
Acuífero	Boca, Bokobá, Caltmut, Cansahcab, Cantamayec, Cenotillo, Chacsinkin, Chankom, Chapab, Chixulub Pueblo, Chikindzonot, Chocholá, Chumayel, Cuncunul, Cuzamá, Dzan, Dzemul, Dzilam del Bravo, Dzitás, Dzoncauich, Huhí, Ixil, Káua, Kinchil, Kopomá, Mama, Maní, Mayapán, Mocochá, Muxupip, Opichén, Quintana Roo, Río Lagartos, Sacalum, Samahil, San Felipe, Snahcat, Santa Elena, Sinanché, Sucilá, Suma, Tahdziú, Tahmek, Teabo, Tekal de Venegas, Tekantó, Tekom, Teicha Pueblo, Telchac Puerto, Tepakán, Tetiz, Teya, Tixcacalcupul, Tixméhuac, Tunkás, Uayma, Xocchel, Yaaxkukul y Yobain

Cuerpos Receptores	Municipios
Zacatecas	
Río Tenayuca	Nochistlán y Apulco
Río San Antonio en el tramo población de Gualterio hasta su confluencia con el río San José	Chalchihuites
Arroyo de Enmedio	General Enrique Estrada
Río San Pedro dentro del tramo cabecera municipal de Genaro Codina hasta antes de la Presa San Pedro Piedra Gorda	Genaro Codina y Ciudad Cuauhtémoc
Acuíferos Sabinas e Hidalgo	Chalchihuites y Sombrerete
Acuífero Corrales	Chalchihuites, Jiménez del Teúl, Sombrerete y Valparaíso
Acuífero Valparaíso	Monte Escobedo, Susticacán y Valparaíso
Acuífero Jerez	Jerez, Tepetongo, Susticacán y Fresnillo
Acuífero Tlaltenango de Sánchez Roman-Tepechitlán	Momax, Atolinga, Tlaltenango, Tepechitlan, General de Joaquín Amaro, Teúl de González Ortega y Benito Juárez
Acuífero García de La Cadena	Trinidad García de La Cadena, Teúl de González Ortega y Benito Juárez
Acuífero Nochistlán	Nochistlán de Mejía y Apulco
Acuífero Jalpa-Juchipila	Villanueva, Tabasco, Huanusco, Jalpa, Apozol, Juchipila, Moyahuá de Estrada, General Joaquín Amaro, Tlaltenango, Tepechitlán, Teúl de González Ortega, Mezquital del Oro y Nochistlán de Mejía
Acuífero Benito Juárez	Zacatecas, Genaro Codina y Villa Nueva
Acuífero Villanueva	Genaro Codina, Villa Nueva y Tepetongo
Acuífero Ojocaliente	Cuauhtémoc, Genaro Codina, Luis Moya, Ojocaliente y Guadalupe
Acuífero Villa García	Villa García y Loreto
Acuífero de Aguanaval	Fresnillo, Sain Alto y Cañitas de Felipe Pescador
Acuífero Abrego	Sombrerete, Sain Alto y Fresnillo
Acuífero Sain Alto	Sain Alto y Sombrerete
Acuífero del Palmar	Francisco R. Murguía, Miguel Auza, Juan Aldama, Río Grande, Sombrerete y Sain Alto
Acuífero Cedros	Melchor Ocampo y Mazapil
Acuífero El Salvador	El Salvador y Concepción del Oro
Acuífero Guadalupe	Mazapil
Acuífero Garzón	Concepción del Oro
Acuífero Camacho	Mazapil y Francisco R. Murguía
Acuífero El Cardito	Mazapil y Villa de Cos
Acuífero Guadalupe de las Corrientes	Mazapil, Villa de Cos, Francisco R. Murguía, Cañitas de Felipe Pescador y Fresnillo
Acuífero Puerto Madero	Villa de Cos

Cuerpos Receptores	Municipios
Zacatecas	
Acuífero Calera	Frenillo, Calera, Enrique Estrada, Morelos, Pánuco y Zacatecas
Acuífero Chupadero	Villa de Cos, Pánuco, Fresnillo, Vetagrande y Guadalupe
Acuífero Guadalupe-Banuelos	Guadalupe
Acuífero La Blanca	General Pánfilo Natero, Ojocaliente y Villa González Ortega
Acuífero Loreto	Loreto, Ojocaliente, Noria de Angeles y Villa González Ortega
Acuífero Villa Hidalgo	Noria de Angeles, Loreto, Pinos, Villa González Ortega y Villa Hidalgo
Acuífero Pinos	Pinos
Acuífero Espíritu Santo	Villa Hidalgo y Pinos
Acuífero Saldaña y Pino Suárez	Pinos

Cuerpos Receptores Tipo C:

Cuerpos Receptores	Municipios
Aguascalientes	
Presa Plutarco Elías Calles	San José de Gracia
Presa Abelardo L. Rodríguez	Jesús María
Presa Pabellón	Rincón de Romos
Baja California	
Presa Emilio López Zamora	Ensenada
Presa El Carrizo	Tecate
Presa Abelardo L. Rodríguez	Tijuana
Acuífero Río Guadalupe, La Misión, Ensenada, San Quintín, Maniadero, Tijuana, Río Colorado y San Felipe	Mexicali
Baja California Sur	
Acuíferos Punta Eugenia, Vizcaino, San Ignacio, Mulegé-B Concepción, San Marcos-Palo, Verde, San Bruno, San Lucas y L. Virg-S, Rosas-S- Agueda	Mulegé
Acuíferos La Purísima, Mezquital Seco y Santo Domingo	Comondú
Acuíferos Santa Rita, Las Pozitas-San Hilario, El Conejo-Los Viejos, Melitón Albañes, Cañada Honda, El Carrizal, Los Planes, Valle La Paz, El Coyote, Todos Santos, Pescadero y Plutarco Elías Calles	La Paz
Acuífero Migriño, Cabo San Lucas, Cabo Pulmo, San José del Cabo, Santiago y San Bartolo	Los Cabos
Acuífero A. V. Bonfil-Tepentú	La Paz y Loreto
Acuíferos Loreto-Puerto Escondido y San Juan Bautista-Londo Rosarito	Loreto

Cuerpos Receptores	Municipios
Campeche	
Laguna de Términos y Sistema Lagunar Adyacente	El Carmen y Palizada
Coahuila	
Presa La Amistad	Acuña
Presa Venustiano Carranza	Progreso y Juárez
Chihuahua	
Presa Chihuahua y El Rejon	Chihuahua
Presa Parral	Hidalgo del Parral
Durango	
Presa Lázaro Cárdenas	Indé
Presa La Rosilla	Pueblo Nuevo
Presa La Vieja	Guadalupe Victoria
Presa Francisco Zarco	Cuencamé, Nazas y Lerdo
Estado de México	
Presa Salazar	Lerma y Ocoyoacac
Presa Villa Victoria	Villa Victoria
Presa Valle de Bravo y Colorines	Valle de Bravo
Presa Santo Tomás	Santo Tomás
Presa Madín	Naucalpan de Juárez, Jilotzingo y Cuautitlán-Izcalli
Presa Chilesdo	Donato Guerra
Presa Tilostoc	Valle de Bravo
Presa Tecuán	Amatepec
Guanajuato	
Presa El Palote	León
Presa La Esperanza y La Soledad	Guanajuato
Guerrero	
Presa Vicente Guerrero	Arcelia
Presa Valeria Trujano	Tepecuacuilco de Trujano
Laguna de Tuxpan	Iguala de la Independencia
Presa Jaltipan	Tixtla

Cuerpos Receptores	Municipios
Hidalgo	
Presa Jaramillo y Bordo La Estansuela	Pachuca de Soto
Jalisco	
Lago Chapala	Jamai, Ocotlan, Poncitlán, Chapala, Jocotepec, Tuxcueca y Tizapan El Alto
Presa El Salto	Valle de Guadalupe
Presa Calderón	Acatic
Presa La Red	Tepatitlán
Río Lerma	Jamai
Río San Marcos	Chapala
Río La Pasión	Tizapan El Alto
Río Santiago	Ocotlán, Poncitlán y Zapotlán del Rey
Río Calderón	Tepatitlán y Acatic
Río El Valle y Arroyo Prieto	Valle de Guadalupe
Canal de Atequiza	Chapala, Ixtlahuacán de los Membrillos, Poncitlán Tlajomulco de Zúñiga y Tlaquepaque
Río Sula	Ocatlan
Arroyos Las Amapas y El Nogalito, Ríos Cuale y Mismaloya	Puerto Vallarta
Bordo Carrizillo	Acatic
Presa y Río El Jihuite	Tepatitlán de Morelos
Río Bramador	Tomatlán y Talpa de Allende
Río San Juan de los Lagos, Presa Alcalá, Arroyos El Salto y Ojo de Agua	San Juan de los Lagos
Presa Cajón de Peña	Tomatlán
Presa La Joya	Zapotlanejo
Michoacán	
Lago de Chapala	Venustiano Carranza y Cojumatlán de Régules
Presa José María Morelos (La Villita)	Lázaro Cárdenas
Presas Cointzio y La Mintzita	Morelia
Presa del Bosque	Zitácuaro
Presa Barraje de Ibarra	Briseñas
Presa El Rosario	Angamacutiro
Lago de Camécuaro	Tanganzicuaró
Lago de Cuitzeo	Cuitzeo, Huandacareo, Chucándiro, Copándaro, Tarimbaro, Álvaro Obregón, Queréndaro, Zinapécuaro y Santa Ana Maya

Cuerpos Receptores	Municipios
Michoacán	
Lago de Pátzcuaro	Pátzcuaro, Quiroga, Erongarícuaro, Tzintzuntzan
Laguna de Zacapu	Zacapu
Lago Zirahuén	Salvador Escalante
Río Aquila	Coahuayana y Aquila
Río Coahuayana	Chinicuila y Coahuayana
Río Nexpa	Aguililla, Coalcomán de Vázquez Pallares, Lázaro Cárdenas, Aquila y Arteaga
Río Balsas	Huetamo y San Lucas
Río Coalcoman	Coalcomán de Vázquez Pallares, Chinicuila y Aquila
Ríos El Marquez y Tepalcatepec	Mujica
Río Zicuirán aguas abajo de la Presa Zicuirán	La Huacana
Morelos	
Laguna de Tequezquitengo	Puente de Ixtla y Jojutla
Laguna de Zempoala	Huizilac
Nuevo León	
Presa El Cuchillo Solidaridad	China
Presa Rodrigo Gómez La Boca	Santiago
Presa José López Portillo Cerro Prieto	Linares
Laguna Salinillas	Anáhuac
Querétaro	
Presa Jalpan	Jalpan de Serra
Presa La Ceja	Huimilpan
Quintana Roo	
Sistema Lagunar Nichupté o Bojórquez o Río Inglés o del Amor	Benito Juárez
San Luis Potosí	
Presas Gonzalo N. Santos, El Potosino y San José	San Luis Potosí
Sinaloa	
Presa Eustaquio Buelna	Mocorito y Salvador Alvarado
Presa Lic. Adolfo López Mateos	Barridaguato
Presa Sanalona	Culliacán
Presa Lic. José López Portillo	Cosafá

Cuerpos Receptores	Municipios
Sinaloa	
Presa Agustina Ramírez	Escuinapa
Acuífero Río Fuente	Ahome y El Fuente
Acuífero Río Sinaloa	Sinaloa y Guasave
Acuífero Mocorito	Mocorito, Salvador Alvarado y Angostura
Acuífero Río Culiacán	Culiacán y Navolato
Acuífero Río San Lorenzo	Culiacán
Acuífero Río Elota	Elota
Acuífero Río Piaxtla	San Ignacio
Acuífero Río Quelite	Mazatlán
Acuífero Río Presidio	Mazatlán y Concordia
Acuífero Río Baluarte	Rosario
Acuíferos del Valle de Escuinapa, Barra de Teacapan, Río Canas	Escuinapa
Sonora	
Presa Álvaro Obregón	Cajeme
Presa Abelardo L. Rodríguez	Hermosillo
Presa Lázaro Cárdenas	Villa Hidalgo
Tamaulipas	
Presa Falcon	Guerrero
Laguna La Nacha	San Fernando
Presa Vicente Guerrero	Casas
Laguna de Champayán y La Puerta	Altamira
Laguna del Chairel	Tampico
Presa La Patria es Primero	Abasolo
Presa República Española	Aldama
Veracruz	
Laguna de Chairel	Pánuco
Manantial Ojo de Agua	Orizaba e Ixtacotlán
Manantiales La Cañada y Rancho Nuevo	Alto Lucero
Manantiales El Pozito, Rincón de las Águilas y Arroyo Escondido	Banderilla
Manantiales Los Amelitos, Cerro de Nacimiento y La Poza	Altotonga

Cuerpos Receptores	Municipios
Veracruz	
Manantial Matacatzintla	Catemaco
Manantial El Rincón de Chapultepec	Coacoatzintla
Manantiales Ojo de Agua, Las Lajas y Los Bonilla	Coatepec
Manantial Dos Cruces	Comapa
Manantial Las Tortugas	Cuitláhuac
Manantial El Chorro	Chicontepepec
Manantiales El Resumidero, El Chico de Vaquerías, El Castillo y La Represa	Emiliano Zapata
Manantiales Axol, Coxolo y Tepetzingo	Huatulgo
Manantiales Pozo de Piedra y El Lindero	Huayacocotla
Manantial El Naranjo, Arroyos El Rincón, El Pozo y Tezacobalt	Ixhuacán de Los Reyes
Manantiales Dos Arroyos y Los Berros	Ixtacotitlán
Manantiales Tlacuilalostoc, Nixcamalonia y Arroyo Tlacuilalostoc	Jalacingo
Manantial Corazón Poniente	Jilotepec
Manantial Chicahuantla	Maltrata
Manantial El Coralillo	Miahuatlán
Manantiales Las Lajas y La Lima	Mizantla
Manantial Las Mantillas	Naolinco
Manantial Piedra Gacha	Nogales
Manantial Cofre de Perote	Perote
Manantial El Infiernillo	Puente Nacional
Manantiales Talixto, El Salto y Piletas	Rafael Lucio
Manantiales 1° de Mayo, Nacimiento de Otapan, Avescoma, Tular I, Tular II, Tres Corritos y El Caracol	San Andrés Tuxtla
Manantiales El Chorro de Tío Jaime y El Balcón	Teocelo
Manantiales Río de Culebras y Dos Positos	Tonayan
Manantial La Represa	Villa Aldama
Manantial El Castillo	Jalapa
Manantiales Pozo Santo y Mata de Agua	Xico
Río Tonto	Tres Valles
Río Tecolapan	Angel R. Cabada, Saltabarranca y Lerdo de Tejada
Río Papaloapan	Tres Valles, Ocatitlán, Tlacotalpan, Tuxtilla, Chacaltianguis, Cosamaloapan, Amatitlán y Tlacojalpan

Cuerpos Receptores	Municipios
Yucatán	
Acuífero	Abalá, Conkal, Mérida, Kanasín, Tecoh, Timucuy, Tixpéhual, Ucú, Umán y Valladolid
Zacatecas	
Presa José López Portillo (Tenayuca)	Nochistlán de Mejía y Apulco

ARTÍCULO 278-B (Extracto). Una vez determinadas las concentraciones de los contaminantes básicos, metales pesados y cianuros, expresados en miligramos por litro o en las unidades respectivas, se compararán con los valores correspondientes a los límites máximos permisibles (Cuadro I.1), por cada contaminante establecido en sus condiciones particulares de descarga y a falta de éstas, los que se establecen en este Capítulo. En caso de que las concentraciones sean superiores a dichos límites, se causará el derecho, por el excedente del contaminante correspondiente.

Cuadro I.1 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos, metales pesados y cianuros.

Parámetros	Cuerpos receptores			
	Tipo A	Tipo B		Tipo C
	Ríos con uso de riego agrícola; Acuíferos	Ríos con uso público urbano; Acuíferos	Embalses naturales y artificiales con uso en riego agrícola	Ríos con uso en protección de vida Acuática; embalses naturales con uso público urbano; Acuíferos
	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.
Grasas y Aceites	15	15	15	15
Sólidos Suspendidos Totales	150	75	75	40
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	75	75	30
Nitrógeno Total	40	40	40	15
Fósforo Total	20	20	20	5
Arsénico (*)	0.2	0.1	0.2	0.1
Cadmio (*)	0.2	0.1	0.2	0.1
Cianuros (*)	2	1	2	1
Cobre (*)	4	4	4	4
Cromo (*)	1	0.5	1	0.5
Mercurio (*)	0.01	0.005	0.01	0.005
Níquel (*)	2	2	2	2
Plomo (*)	0.5	0.2	0.5	0.2
Zinc (*)	10	10	10	10

Todos los parámetros están expresados en mg/l excepto los que se especifiquen.
P.M. Promedio Mensual. (*) Medidos de manera total

Para los efectos del Cuadro I.1., se entiende que la concentración de los contaminantes Arsénico, Cadmio, Cianuros, Cobre, Cromo, Mercurio, Níquel, Plomo y Zinc debe ser considerada en forma total.

Para coliformes fecales, si la descarga presenta un valor que supere el límite máximo permisible de 1 000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 mililitros, se causará el derecho conforme a las disposiciones del presente Capítulo.

Para el potencial Hidrógeno (pH), si la descarga presenta un valor superior a 10 o inferior a 5 unidades, se causará el derecho conforme a las disposiciones del presente Capítulo.

1.4 NORMAS OFICIALES MEXICANAS

Las Normas Oficiales Mexicanas son el conjunto de reglas científicas o tecnológicas emitidas por la Federación que establecen los requisitos, especificaciones, condiciones, procedimientos, parámetros y límites permisibles que deberán observarse en el desarrollo de actividades o uso y destino de bienes, su aplicación y vigilancia corresponderá a las autoridades federales, estatales o municipales, en el ámbito de sus respectivas jurisdicciones territoriales, así como en los términos que establezcan en su propia legislación.

1.4.1 NOM-001-ECOL-1996

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996⁴ establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes pluviales independientes.

La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible en los Cuadros I.2 y I.3 de esta Norma Oficial Mexicana. El rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como a las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1 000 y 2 000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a

⁴ Publicada en el Diario Oficial de la Federación el día 6 de enero de 1997.

suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego restringido, y de cinco huevos por litro para riego no restringido.

La vigilancia del cumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, por conducto de la Comisión Nacional del Agua, y a la Secretaría de Marina en el ámbito de sus respectivas atribuciones, cuyo personal realizará los trabajos de inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley Federal sobre Metrología y Normalización y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

Cuadro I.2. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos

Parámetros	Ríos						Embalses naturales y artificiales			
	Uso en Riego Agrícola (A)		Uso Público Urbano (B)		Protección a la Vida Acuática (C)		Uso en Riego Agrícola (B)		Uso Público Urbano (C)	
	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Temperatura (°C) ^{*(1)}	NA	NA	40	40	40	40	40	40	40	40
Grasas y Aceites ^{*(2)}	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia Flotante ^{*(3)}	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10

Todos los parámetros están expresados en mg/l excepto los que se especifiquen.

PM= Promedio mensual, promedio ponderado de al menos dos muestras compuestas.

PD= Promedio diario, valor del análisis de una muestra compuesta.

(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

(1) Instantáneo.

(2) Muestra simple promedio ponderado.

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

Cuadro I.3. Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuros

Párametros	Ríos						Embalses naturales y artificiales			
	Uso en Riego Agrícola (A)		Uso Público Urbano (B)		Protección a la Vida Acuática (C)		Uso en Riego Agrícola (B)		Uso Público Urbano (C)	
	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuro	2	3	1	2	1	2	2	3	1	2
Cobre	4	6	4	6	4	6	4	6	4	6
Cromo	1	1.5	0.5	1	0.5	1	1	1.5	0.5	1
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

Todos los parámetros están expresados en mg/l excepto los que se especifiquen.
 PM= Promedio mensual, promedio ponderado de al menos dos muestras compuestas.
 PD= Promedio diario, valor del análisis de una muestra compuesta.
 (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

1.5. CRITERIOS ECOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA

La SEDUE en 1989, emitió la Norma CE-CCA-001/89 que establece los Criterios ecológicos de Calidad del Agua para los diferentes usos. Esta Norma es una de las principales en la aplicación de la política general de la ecología en México en materia de agua, cuyo objetivo principal es el aprovechamiento racional y la prevención y control de la contaminación del agua, así como la protección de la flora y fauna acuáticas. Esta Norma en su Art. 2º., considera calidades de agua para los distintos usos.

Acuerdo CE-CCA-001/89 por el que se establecen los Criterios Ecológicos de calidad del agua

Este Acuerdo tiene como propósito establecer los Criterios ecológicos de Calidad del Agua, con base en los cuales la autoridad competente podrá calificar a los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, en la acuicultura o para la protección de la vida acuática.

Acuerdo por el que se establecen los Criterios ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89. Publicada en el Diario Oficial de la Federación del 2 de diciembre de 1989

Anexo del cuadro I.4 que presenta los Criterios ecológicos de Calidad del Agua

El cuerpo de agua debe estar libre de sustancias atribuibles a aguas residuales u otras descargas que:

- 1 Formen depósitos que cambien adversamente las características físicas del agua;
- 2 Contengan materia flotante como partículas, aceites u otros residuos que den apariencia desagradable;
- 3 Produzcan color, olor, sabor o turbiedad, o
- 4 Propicien vida acuática indeseable o desagradable.

XVII La concentración promedio de cobre de 4 días en ug/l , no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$Cd \text{ (ug/l)} = e^{(0.8545 [\ln (\text{dureza})] - 1.465)}$$

Dureza = mg/l como CaCO₃

XVIII Los organismos no deben exceder de 200 como número más probable en 100 mililitros (NMP/100ml) en agua dulce o marina, y no más del 10% de las muestras mensuales deberá exceder de 400 NMP/100 ml;

XIX Los sólidos suspendidos (incluyendo sedimentables) en combinación con el color, no deben reducir la profundidad del nivel de compensación de la luz para la actividad fotosintética en más del 10% del valor natural

XX. Este nivel considera el uso del agua bajo condiciones medias de textura del suelo, velocidad de infiltración, drenaje, lámina de riego empleada, clima y tolerancia de los cultivos a las sales. Desviaciones considerables del valor medio de estas variables pueden hacer inseguro el uso de esta agua;

XXV Los fosfatos totales, medidos como fósforo, no deberán exceder de 0.05 mg/l en influentes a lagos o embalses ni de 0.025 mg/l dentro del lago o embalse, para prevenir el desarrollo de especies biológicas indeseables y para controlar la eutroficación acelerada;

XXX Para oxígeno disuelto, los niveles establecidos deben considerarse como mínimos.

Para el caso de ríos y arroyos, se permitirán concentraciones de hasta 0.1 mg/l.

XXVII La concentración promedio de níquel de 4 días en ug/l no debe exceder más de una vez cada tres años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$\text{Ni (ug/l)} = e (0.8460 [\ln (\text{dureza})] + 1.1645)$$

Dureza = mg/l como CaCO₃

XXXII No podrá haber variaciones mayores a 0.2 unidades de pH, tomando como base el valor natural estacional;

XXXIV La concentración promedio de plomo de 4 días en ug/l no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$\text{Pb (ug/l)} = e (1.273 [\ln (\text{dureza})] - 4.105)$$

Dureza = mg/l como CaCO₃

XXXV La concentración de sólidos disueltos que no tienen efectos nocivos en ningún cultivo es de 500 mg/l, en cultivos sensibles es de entre 500 y 1,000 mg/l en muchas cosechas que requieren de manejo especial es de entre 1,000 y 2,000 mg/l y para cultivos de plantas tolerantes en suelos permeables es de entre 2,000 y 5,000 mg/l requiriendo de un manejo especial.

Por otra parte, para la cosecha de frutas sensibles, la Razón de Absorción de Sodio (RAS) debe ser menor o igual que 4 y para forrajes la RAS podrá estar entre 8 y 18.

XXXVI La concentración promedio de zinc de 4 días en ug/l no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$\text{Zn (ug/l)} = e (0.8473 [\ln (\text{dureza})] + 10.3604)$$

Dureza = mg/l como CaCO₃

Cuadro I.4. CRITERIOS ECOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA

Sustancia o parámetro	Fuente de abastecimiento de agua potable	Riego agrícola	Agua dulce
Alcalinidad (como CaCO ₃)	400.0		(IV)
Aluminio	0.02	5.0	0.05
Cianuro (como CN ⁻)	0.2	0.02	0.005 (XII)
Cloro residual			0.011 (XII)
Cloruros (como Cl ⁻)	250	147.5	250
Cobre	1.0	0.20	(XVII)
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	1000	1000	(XVIII)
Color (unidades de escala Pt - Co)	75		(XIX)
Conductividad eléctrica (mmhos/cm)		1.0 (XX)	
Cromo hexavalente	0.05	1.0	0.01 (XII)
Fierro	0.3	5.0	1.0
Fluoruros (como F ⁻)	1.5	1.0	1.0
Fosfatos (como PO ₄)	0.1		(XXV)
Fósforo elemental			0.0001
Materia flotante	V.2	V.2	V.2
Mercurio (II)	0.001		0.00001 (XII)
Nitratos (como N)	5.0		
Nitritos (como N)	0.05		
Nitrógeno amoniacal			0.06
Oxígeno disuelto (XXX)	4.0		5.0
Olor	Ausente		
Potencial hidrógeno (pH) (XXXI)	5-9	4.5-9.0	(XXXII)
Plomo	0.05	5.0	(XXXIV)
Sólidos disueltos	500	500 (XXXV)	
Sólidos suspendidos	500	50	(XIX)
Sólidos totales	1000		
Sulfatos (SO ₄)	500	130	0.005
Temperatura	Condiciones naturales +2.5		Condiciones naturales +1.5
Turbiedad (Unidades escala de sílice)	Condiciones naturales		(XIX)
Zinc	5.0	2.0	(XXXVI)

Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad .

CAPÍTULO II

Parámetros de Calidad del Agua

Se considera a un cuerpo de agua como contaminado cuando la composición de sus aguas ha sido directa o indirectamente modificada por las actividades humanas, en tal medida que, se disminuye la posibilidad de utilización para todos o algunos de los fines que podría haber servido en su estado natural.

Entre las principales fuentes contaminantes en México pueden señalarse las aguas residuales urbanas; los basureros; las descargas industriales, principalmente de las industrias petroquímica, celulosa y papel, curtiduría, madera, productos de hule, minera, alimenticia, azucarera, productos químicos y textil; así como la utilización de fertilizantes, pesticidas y herbicidas en la agricultura.

Aunque el término contaminación se ha definido en función de la actividad humana, la calidad de las aguas también puede alterarse localmente por causas geológicas como la presencia de yacimientos minerales, emanaciones volcánicas, cuerpos intrusivos, etc.

El término calidad del agua se utiliza para caracterizar la composición química, principalmente orgánica que determina la adecuación del agua para algún uso específico. A fin de conocer el estado que guarda el agua respecto a su calidad, se hace uso de ciertos parámetros característicos que rigurosamente pueden llegar a ser del orden de cientos; sin embargo no todos son necesarios para la mayoría de las investigaciones, pudiéndose disminuir a solo decenas. Entre estos se hallan las determinaciones de oxígeno disuelto, DBO, DQO, pH, temperatura, turbiedad, conductividad eléctrica, NMP de coliformes y plancton. Además, los que pudieran servir en particular y según los objetivos del estudio como: detergentes, metales pesados y sustancias tóxicas. Por ejemplo, si el agua que se investiga sostiene una basta extensión agrícola, los parámetros solicitados en el análisis serán diferentes a los del agua que se usa para producción de peces y también serán distintos a los del agua destinada para recreación; de todas maneras, subsisten parámetros comunes que son en general los mínimos a que se ha hecho referencia.

El tipo y forma de análisis a que se someten las muestras dependen de la magnitud del proyecto, recursos económicos y algo que siempre se escatima, el tiempo disponible. El número y frecuencia de los muestreos debe ser objeto de estudios minuciosos que finalmente definan el plan a seguir durante la etapa de investigación ya que de esta información se derivaran los resultados y medidas correctivas a emplear. Es aquí donde debe considerarse el aspecto económico porque implica muchas veces el uso de equipo especializado, personal competente y experimentado, así como laboratorios fijos o móviles con todos los elementos para efectuar los análisis solicitados.

II.1 Clasificación y descripción de los contaminantes del agua

Los tipos de contaminantes del agua se dividen en conservativos y no conservativos. Los contaminantes conservativos (que incluyen a los metales pesados como el arsénico, cadmio, mercurio, plomo, zinc, etc.) se caracterizan por concentraciones que permanecen

constantes al transcurrir el tiempo. Los contaminantes no conservativos (que incluyen a la mayoría de las sustancias orgánicas, algunas sustancias inorgánicas y muchos microorganismos) se degradan, por los procesos naturales de autopurificación, al transcurrir el tiempo. La degradación es función del tiempo, del tipo y concentración del contaminante y del tipo de microorganismos.

Además de tener presente la clasificación de acuerdo a las características conservativas o no conservativas, es importante conocer las siguientes propiedades de los contaminantes:

- a) Compuestos tóxicos que causan la inhibición o destrucción de la actividad biológica en el agua. La mayoría de estos materiales provienen de las descargas industriales. Algunas especies de algas pueden liberar toxinas potentes y se han dado casos en los que el ganado muere después de beber agua con este tipo de toxinas.
- b) Materiales que afectan el balance de oxígeno en el agua.
 - Sustancias que consumen oxígeno; éstas pueden ser materiales orgánicos que se oxidan bioquímicamente o agentes reductores inorgánicos.
 - Sustancias que entorpecen la transferencia de oxígeno a través de la interfase aire-agua. Los aceites y los detergentes pueden formar películas protectoras en la interfase, las que reducen la cantidad de transferencia de oxígeno y amplifican los efectos de sustancias que consumen oxígeno.
 - La contaminación térmica puede alterar el balance de oxígeno debido a que la concentración de saturación de OD se reduce con el aumento de la temperatura.
- c) Los sólidos inertes en suspensión o disueltos causan problemas a altas concentraciones, por ejemplo, los lavados de kaolín china pueden recubrir el lecho de una corriente lo que impide el crecimiento del alimento para los peces y los ahuyenta de las inmediaciones en forma tan efectiva como lo haría el veneno. La descarga de agua salobre por el drenaje de las minas puede hacer que un río sea inadecuado para propósitos de abastecimiento de agua.

II.2 Clasificación de las fuentes de contaminación del agua

La contaminación del agua puede tener su origen en muchas fuentes. Si bien no todas las fuentes indicadas a continuación están presentes en todas las situaciones, ellas son comunes a la mayoría de áreas o regiones. Las fuentes de contaminación del agua se clasifican, de acuerdo al origen de las descargas, de la siguiente manera:

a) De origen industrial.

La actividad industrial, especialmente la producción de pulpa y de papel, azucarera, eléctrica, la elaboración de alimentos y la manufactura química, engendran una gran variedad de productos de desecho que pueden ser descargados en las corrientes de agua. Muchos desechos industriales son compuestos orgánicos que pueden ser

degradados por las bacterias, pero sólo muy lentamente, de modo que podrán llevar acaso olores y gustos desagradables hasta distancias considerables a lo largo de una vía acuática.

Durante el proceso de transformación de la madera, llamado proceso kraft, los compuestos orgánicos disueltos que son arrastrados y derramados ocasionalmente, junto con el proceso de blanqueo convencional que utiliza cloro en varias de sus formas, las operaciones de descortezado, y la manufactura de papel en caso de fábricas integradas, producen un agua residual compleja cuyo tratamiento presenta grandes retos. Así, esto se traduce en descargas de sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos, material orgánico coloidal y soluble desagradable y persistente, sales solubles y compuestos solubles tóxicos.

Los compuestos de diversos metales, tales como el cobre, el cadmio, el cromo y la plata, también son contaminantes industriales del agua. Las descargas que incluyen metales pesados como residuo, son las derivadas de las operaciones de acabado y cromado de metales, repelentes de polilla utilizados en la manufactura de textiles, herbicidas y plaguicidas, etc. La solución salina salmuera contiene mercurio y cuando es desechada sigue cualquier curso que se le presente. También el producto hidróxido de sodio está contaminado con mercurio y lo lleva a muchos productos para los cuales este es una materia prima.

El agua también puede resultar contaminada por la descarga de materiales radioactivos. Las principales fuentes son los laboratorios de investigación, hospitales que usan isótopos radioactivos, lavanderías que prestan servicios a dichos laboratorios y hospitales, reactores nucleares refrigerados con agua, plantas que procesan combustibles para reactores y actividades de extracción y preparación del uranio.

Finalmente, cabe agregar que la descarga de cualquiera de estos residuos en las aguas superficiales constituye un grave riesgo a corto plazo.

b) De origen municipal.

Este tipo de residuo es común a todas las comunidades y centros poblacionales (ya sean urbanos, marginales y rurales). Generalmente consiste de una combinación de residuos domésticos mezclados con cantidades variables de efluentes industriales provenientes de pequeñas industrias y comercios. En áreas altamente industrializadas, las descargas de residuos industriales pueden constituir el principal componente.

Los desechos transportados por el agua de fuentes tales como los hogares, hospitales, escuelas y edificios comerciales contienen desechos de alimentos, excrementos humanos, papel, jabón, detergentes, polvo, ropa y otros residuos diversos y, por supuesto, microorganismos.

En los centros urbanos, generalmente se recolectan los residuos y se descargan en un punto central para su tratamiento o disposición final. Muchas ciudades tienen un sistema que conduce tanto el agua de lluvia como las aguas residuales domésticas (a

este se le conoce como sistema combinado). En épocas de lluvia, diferentes cantidades de residuos líquidos, compuestos por una mezcla de aguas residuales sin tratar y agua de lluvia, no ingresan a la planta de tratamiento, sino que se descargan directamente a los cursos de agua, causando un incremento efectivo en los niveles de contaminación de dicha corriente durante el periodo de avenidas.

c) De origen agropecuario.

Los fertilizantes agrícolas son elementos nutritivos vegetales y, cuando se aplican a la tierra, pueden ser arrastrados mediante escorrentías hacia el agua superficial; infiltrados y penetrados en aguas subterráneas; y también trasladados por el viento hasta las aguas superficiales. Los contaminantes provenientes de las actividades agrícolas incluyen sedimentos, nutrientes, plaguicidas, cargas orgánicas y organismos patógenos.

En cuanto a la actividad pecuaria el estiércol producido por cabeza de ganado, en las instalaciones dedicadas a la crianza y engorda de ganado mayor y menor, cada día es una fuente importante de generación de aguas residuales.

d) De origen de desechos, sustancias o residuos generados en las actividades de extracción de recursos no renovables.

Las descargas originadas por las actividades correspondientes a la extracción y transformación de recursos naturales en bienes de consumo y satisfactores para la población como por ejemplo la industria del petróleo, la siderúrgica y las actividades mineras, son también una fuente importante de contaminación de las aguas de corrientes superficiales.

El contaminante más grave que producen las actividades mineras, es el líquido que drena de ellas cuando existe oxidación de los compuestos de piritita con el aire en presencia de agua. Este drenaje consiste en una mezcla ácida de sales de hierro y de otro tipo de sales con ácido sulfúrico. El líquido que drena de las minas proviene tanto de actividades subterráneas como superficiales. Los residuos de la extracción, los materiales residuales dejados cerca al lugar de extracción luego de haberse extraído los minerales (también llamados relaves), constituyen otra fuente de contaminación. La lluvia que llega a estos cúmulos de residuos lixiviará parte de los contaminantes presentes y los drenará, ya sea hacia el subsuelo (pudiendo contaminar las aguas subterráneas) o hacia las aguas superficiales adyacentes.

II.3 Índice de Calidad del Agua (ICA)

El Índice de Calidad del Agua (ICA), proporciona un método que permite relacionar los parámetros reportados con el fin de determinar el grado de contaminación que presenta el agua. Mediante el ICA se logra un patrón de comparación entre los distintos cuerpos de agua, comprendido con mayor claridad por el público en general. No obstante que se logra un valor de conjunto, debe considerarse el resultado de cada uno de los parámetros que intervienen, con objeto de dilucidar efectos específicos. En parte esta observación esta contemplada al definir la curva y su ecuación de los factores, así como por el coeficiente que se propone asignarle por importancia a cada parámetro.

El grado de contaminación queda representado por el Índice de Calidad del Agua, el cual esta expresado como un porcentaje del agua pura; así, el agua altamente contaminada tendrá un ICA global cercano o igual a 0 %, en cambio el agua en excelente condición tendrá un valor cercano a 100 %.

El índice de calidad general se puede conocer aplicando la Ecuación II.1.

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (I_i W_i)}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{Ecuación II.1}$$

Donde:

I = Índice de calidad general;

I_i = Índice de calidad del parámetro considerado

W_i = Valor de importancia relativa del parámetro considerado

El Cuadro II.1 contiene los valores de la importancia relativa para 18 parámetros que se proponen como básicos en un estudio.

Las ecuaciones definidas para el índice de calidad individual, de cada uno de los 18 parámetros seleccionados para conformar el índice general, se muestran en el Cuadro II.2.

Con ayuda del ICA se pueden determinar los usos a los que se puede destinar el agua según su grado de contaminación, dichos usos quedan establecidos en la Escala de Calificación General de la Calidad del Agua y corresponden a: abastecimiento público, recreación, pesca y vida acuática, uso industrial o agrícola, navegación y transporte de desechos tratados. En el Cuadro II.3 se presenta la Escala de Clasificación de la Calidad del Agua (ICA).

Cuadro II.1. Importancia relativa de los parámetros para definir el índice de calidad.

Parámetro	Importancia Relativa (w)	Parámetro	Importancia relativa (w)
pH	1.0	N de nitratos	2.0
Color	1.0	N amoniacal	2.0
Turbiedad	0.5	Fosfatos totales	2.0
Grasas y aceites	2.0	Cloruros	0.5
Sólidos suspendidos	1.0	Oxígeno disuelto	5.0
Sólidos disueltos	0.5	DBO	5.0
Conductividad eléctrica	2.0	Coliformes totales	3.0
Alcalinidad	1.0	Coliformes fecales	4.0
Dureza total	1.0	Detergentes (SAAM)	3.0

Fuente: SARH (1979)

Cuadro II.2. Ecuaciones para cada índice de calidad individual.

Parámetro	Ecuaciones	Observaciones
pH	$I_{pH} = 10^{(2535 \text{ pH} + 0.44)}$	Si el pH es menor que 6.7
	$I_{pH} = 100$	Si el pH está entre 6.7 y 7.3
	$I_{pH} = 10^{(422 - 0.293 \text{ pH})}$	Si el pH es mayor que 7.3
Color	$I_c = 123C^{(1-0.295)}$	C en unidades de color escala platino-cobalto
Turbiedad	$I_t = 108t^{(0.178)}$	t en UTJ
Grasas y aceites	$I_{GyA} = 87.25(GyA)^{(0.298)}$	GyA expresado en mg/l
Sólidos suspendidos	$I_{ss} = 266.5(SS)^{(0.37)}$	SS expresado en mg/l
Sólidos disueltos	$I = 109.1 - 0.0175(sd)$	sd expresado en mg/l
Conductividad eléctrica	$I_{CE} = 540(ce)^{(0.379)}$	CE expresado en $\mu\text{mhos/cm}$
Alcalinidad	$I_a = 105a^{(0.186)}$	a expresado en mg/l como CaCO_3
Dureza total	$I_D = 10^{(0.74 - 0.00174D)}$	D expresado en mg/l como CaCO_3
N de nitratos	$I_{NO_3} = 162.2(NO_3)^{(0.343)}$	NO_3 expresado en mg/l
N amoniacal	$I_{NH_3} = 45.8(NH_3)^{(0.343)}$	NH_3 expresado en mg/l
Fosfatos totales	$I_{PO_4} = 34.215(PO_4)^{(0.460)}$	PO_4 expresado en mg/l

Cuadro II.2. Ecuaciones para cada índice de calidad individual. Continuación

Cloruros	$I_{Cl} = 121(Cl)^{-0.223}$	Cl expresado en mg/l
Oxígeno disuelto	$I_{OD} = \frac{OD}{OD_{sat}} 100$	OD expresado en mg/l a temperatura de campo; Odsat expresado en mg/l de saturación a la misma temperatura de campo
Demanda bioquímica de oxígeno	$I_{DBO} = 120(DBO)^{-0.673}$	DBO expresado en mg/l
Coliformes totales	$I_{CT} = 97.5(CT)^{-0.270}$	CT expresado en NMP coli/ml
Coliformes fecales	$I_{EC} = 97.5[5(EC)^{-0.270}]$	EC expresado en Escherichia coli/ml
Detergentes	$I_{SAAM} = 100 - 16.678(SAAM) + 0.1587(SAAM)^2$	SAAM expresado en mg/l

Cuadro II.3. Escala de Clasificación de la Calidad del Agua (ICA).

Rango	Abastecimiento Público	Recreación	Pesca y Vida Acuática	Industrial y Agrícola	Navegación	Transporte de Desechos Tratados	
90-100	No requiere purificación	Aceptable para cualquier deporte acuático	Aceptable para todos los organismos	No requiere purificación	Aceptable	Aceptable	
80-90	Ligera purificación			Ligera purificación para algunos procesos			
70-80	Mayor necesidad de tratamiento			Aceptable pero no recomendable			Excepto especies muy sensibles Dudoso para especies sensibles
60-70							
50-60							
40-50	Dudoso	Dudoso para contacto directo	Solo organismos muy resistentes	Con tratamiento en la mayor parte de la industria			
30-40	Inaceptable	Sin contacto con el agua	Inaceptable	Uso muy restringido			Restringido
20-30		Uso muy restringido		Inaceptable			
10-20		Inaceptable		Inaceptable			Inaceptable
0-10		Inaceptable		Inaceptable			Inaceptable

II.4 PARÁMETROS FÍSICOS

a) Temperatura

Básicamente importante por su efecto en otras propiedades, por ejemplo, aceleración de reacciones químicas, reducción en la solubilidad de los gases, intensificación de sabores y olores, etc.

Se mide con un termómetro de laboratorio que tiene una precisión apreciativa de 1/10 de grado, aunque es suficiente con indicarla con aproximación de medio grado. Hay diversos tipos de termómetros que se emplean según la investigación o las condiciones del medio. Basta y se recomienda usar un termómetro de laboratorio que se sumerge en el agua hasta la marca que tiene para este objeto. Dado que algunas veces no se puede hacer de esa manera, la muestra se saca en un frasco y de allí es de donde se toma; el error que se pudiera cometer al hacerlo así, es despreciable.

b) Color

Es necesario diferenciar entre el color verdadero debido al material en solución y el color aparente debido a la materia suspendida.

Se usan cristales de colores montados en discos que permiten comparar éstos sobre agua destilada con la muestra directa. Es procedimiento aceptado como prueba estándar de campo porque dan buenos resultados si se comparan con el método de Platino-Cobalto usado en laboratorio. Estos discos se colocan en bases metálicas que contienen tubos para la muestra y para el agua destilada.

c) Olor

En general el olor se debe a la presencia de materia orgánica en descomposición o a compuestos químicos como son los fenoles; si además el agua contiene cloro, la intensidad del olor aumenta. Hay olores específicos en lagos, ríos, mares, canales, etc. Que pueden distinguirse de olor producido por contaminación, siendo factible no solamente diferenciarlo sino medirlo.

d) Turbiedad

La presencia de sólidos coloidales le da al líquido una apariencia nebulosa que es poco atractiva y puede ser dañina. La turbiedad en el agua puede causarla partículas de arcilla y limo, descargas de agua residual, desechos industriales o la presencia de numerosos microorganismos.

Dependiendo de la corriente o del tipo de agua, se usa un disco de 20 cm de diámetro dividido en cuadrantes pintados de blanco y negro sujeto al extremo de una barra o cable. Este disco denominado Secchi, se sumerge en el agua hasta que desaparezca la imagen; la barra que lo sostiene tiene una graduación que da la turbiedad en función de la longitud del tramo sumergido. La función del disco Secchi es medir la

penetración de la luz en el agua; sin embargo se puede usar con buenos resultados considerando la penetración de la luz como función del grado de turbiedad o de color.

Para corrientes con gran velocidad el uso del disco Secchi se limita bastante, debido a la dificultad que representa el mantenerlo en posición horizontal, por lo que en este caso se usan turbidímetros electrónicos.

e) pH

La intensidad de acidez o alcalinidad de una muestra se mide en la escala de pH, que en realidad mide la concentración de iones de hidrógeno presentes. La escala va de 0 a 14 con 7 como neutralidad, siendo ácido por debajo de 7 y siendo alcalino por arriba de 7. El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala bastante estrecha de pH entre 6 y 8. Las aguas muy ácidas o muy alcalinas son indeseables debido a que son corrosivas o presentan dificultades en su tratamiento.

Se deben utilizar potenciómetros ya que dan una muy buena aproximación del pH que se obtiene en laboratorio. En su defecto se usará el método colorimétrico que no es muy recomendable porque solamente da una idea de los valores del pH; no es exacto debido a las interferencias producidas por color, turbiedad, materia coloidal y cloro libre entre otras. En este método se emplean tiras de papel tornasol, las cuales al contacto con el agua toman colores variables dependiendo de la acidez o basicidad y su intensidad. Por comparación directa o intermedia entre los colores, se determina el valor del pH.

f) Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se relaciona con la concentración de sólidos disueltos y es proporcional a otros parámetros como pH, turbiedad y color.

La conductividad de una solución depende de la cantidad de sales disueltas presentes y para soluciones diluidas es aproximadamente proporcional al contenido de sólidos disueltos totales (SDT): $K = \text{conductividad (S/m)}/\text{SDT (mg/l)}$; si se conoce el valor apropiado de K para un agua en particular, la medición de la conductividad da una indicación rápida del contenido de sólidos disueltos totales.

Se usa un Puente de Wheatstone que mide el paso de la corriente entre dos electrodos separados un centímetro y con una área de un centímetro cuadrado manteniendo el agua a 25°C. La conductividad eléctrica o conductancia específica como también se le conoce, es la recíproca de la resistencia entre los electrodos; por tanto y debido a los valores normales tan bajos, se da en micro mhos/cm.

g) Radiactividad

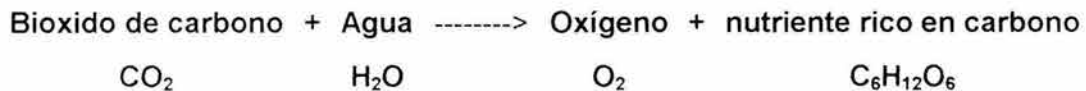
La radiactividad debe medirse cuando haya sospechas de que el agua contenga desechos con este tipo de contaminante. Existen algunas radiactividades con tan bajo contenido que solo llega a la que se detecta en la atmósfera y por lo tanto afectan a la salud.

II.5 PARÁMETROS QUÍMICOS

a) Oxígeno Disuelto

El Oxígeno Disuelto, es el oxígeno que esta disuelto en el agua. Esto se logra por difusión del aire del entorno, la aereación del agua que ha caído sobre saltos o rápidos; y como un producto de desecho de la fotosíntesis, la fórmula de simplificada de la fotosíntesis esta dada debajo:

Fotosíntesis (en presencia de luz y clorofila):



Los peces y los animales acuáticos no pueden diferenciar el oxígeno del agua (H₂O) o de otros compuestos que contengan oxígeno. Solo las plantas verdes y algunas bacterias pueden hacerlo a través de la fotosíntesis y procesos similares. Virtualmente el oxígeno que nosotros respiramos es producido por las plantas verdes. Un total de las tres cuartas partes del oxígeno de la tierra es producido por el fitoplancton en los océanos.

El efecto de la temperatura:

Si el agua esta demasiado caliente no habría suficiente oxígeno en el agua. Cuando hay muchas bacterias o minerales acuático en el agua, forman una sobrepoblación, usando el oxígeno disuelto en grandes cantidades.

Los niveles de oxígeno también pueden ser reducidos a través de la sobrefertilización de las plantas por la fuga desde los campos de los fertilizantes conteniendo estos nitratos y fosfatos (son ingredientes de los fertilizantes). Debajo de estas condiciones, el número y el tamaño de las plantas acuáticas aumenta en gran cantidad. Entonces, si el agua llega a estar turbia por algunos días, la respiración de las plantas utilizaran mucho del oxígeno disuelto disponible. Cuando las plantas mueran, ellas llegarán a ser comida para bacterias, las cuales tendrán alta multiplicación y usaran largas cantidades de oxígeno.

Cuanto oxígeno disuelto en el agua se necesita un organismo depende de la especie de este, su estado físico, la temperatura del agua, los contaminantes presentes, y más. Consecuentemente por esto es imposible predecir con precisión el mínimo nivel de oxígeno disuelto en el agua para peces específicos y animales acuáticos. Por ejemplo, a 5°C (41°F), la trucha usa sobre 50-60 miligramos (mg) de oxígeno por hora, a 25°C (77°F), ellas deberían necesitar cinco o seis veces esa cantidad. Los peces son peces de sangre fría, por lo que ellos utilizan más oxígeno en temperaturas altas cuando su velocidad metabólica aumenta.

Numerosos estudios científicos sugieren que 4-5 partes por millón (ppm) de oxígeno disuelto es la mínima cantidad que soportara una gran y diversa población de peces. El nivel de oxígeno disuelto en las buenas aguas de pesca generalmente tiene una media sobre 9.0 partes por millón (ppm)

Impacto Medio ambiental:

El total de los gases concentrados en el agua no debería exceder del 110 por ciento. Las concentraciones sobre este nivel pueden ser peligrosas para la vida acuática. Los peces en agua contienen excesivos gases disueltos podrían sufrir "la enfermedad de la burbuja de gas", sin embargo, esto es de muy rara ocurrencia. Las burbujas o el bloqueo de embolo que sufre el flujo de la sangre a través de los vasos sanguíneos causan la muerte. Las burbujas externas, llamadas enfisemas pueden también ocurrir y ser vistas en aletas, en la piel o en otros tejidos. Los invertebrados acuáticos están también afectados por la enfermedad de las burbujas de gas pero en niveles mas altos que aquellas letales para los peces.

Un adecuado oxígeno disuelto es necesario para una buena calidad del agua. El oxígeno es un elemento necesario para todas las formas de vida. Los torrentes naturales para los procesos de purificación requieren unos adecuados niveles de oxígeno para proveer para las formas de vida aeróbicas. Como los niveles de oxígeno disuelto en el agua bajen de 5.0 mg/L, la vida acuática es puesta bajo presión. La menor concentración, la mayor presión. Niveles de oxígeno que continúan debajo de 1-2 mg/L por unas pocas horas pueden resultar en grandes cantidades de peces muertos.

Biológicamente hablando, sin embargo, el nivel del oxígeno es mucho más importante medida de calidad del agua que las coliformes fecales. El oxígeno disuelto es absolutamente esencial para la supervivencia de todos los organismos acuáticos (no solo en peces, sino también invertebrados como cangrejos, almejas, zooplancton). Además el oxígeno afecta a un vasto numero de indicadores, no solo bioquímicos, también estéticos como el olor, claridad del agua, y sabor. Consecuentemente, el oxígeno es quizás el más estabilizado de los indicadores de calidad de agua.

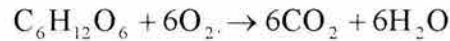
Como el oxígeno disuelto afecta al suministro de agua

Un alto nivel de oxígeno disuelto en una comunidad de suministro de agua es bueno porque esto hace que el gusto del agua sea mejor. Sin embargo, los niveles altos de oxígeno disuelto aumentan la velocidad de corrosión en las tuberías de agua. Por esta razón, las industrias usan agua con la mínima cantidad posible de oxígeno disuelto.

b) Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

El método usado comúnmente para la medición de la cantidad de material orgánico demandante de oxígeno es la prueba de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Esta prueba se basa en la premisa de que toda la materia orgánica biodegradable contenida en una muestra de agua será oxidada a CO_2 y H_2O por microorganismos

que usan el oxígeno molecular. Por ejemplo, la reacción general global para la adición de glucosa es



La DBO teórica sería entonces

$$DBO = \frac{\text{Gramos de oxígeno usado}}{\text{Gramos de carbono oxidado}}$$

La DBO real es menor a la cantidad teórica debido a la incorporación de algo de carbono en nuevas células bacterianas. La prueba es un bioensayo que utiliza microorganismos en condiciones similares a los del agua problema para medir indirectamente la cantidad de materia orgánica biodegradable presente. El término bioensayo se aplica a una medición por medios biológicos. Se inocula una muestra con bacterias que consumen la materia orgánica biodegradable para obtener energía de su proceso vital. Debido a que los organismos también utilizan el oxígeno puede medirse fácilmente. Cuanto mayor sea la cantidad de materia orgánica presente, mayor será la cantidad de oxígeno utilizado. La prueba de la DBO es una medición indirecta de la materia orgánica porque en realidad sólo se mide el cambio de concentración de oxígeno disuelto provocado por los microorganismos al degradarla. No toda la materia orgánica es biodegradable y el procedimiento de la prueba carece de precisión; no obstante, la prueba de la DBO es todavía el método de uso más extendido para su medición, dada la relación conceptual directa entre DBO y disminución de oxígeno en los cuerpos receptores. La determinación de la DBO está normalizada y con ella se mide la cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos en la estabilización de agua residual durante 5 días a una temperatura de 20°C.

Cuando una muestra de agua que contiene materia orgánica degradable se introduce en un recipiente cerrado e inoculado con bacterias, el consumo de oxígeno sigue el patrón mostrado en la Figura II.1.

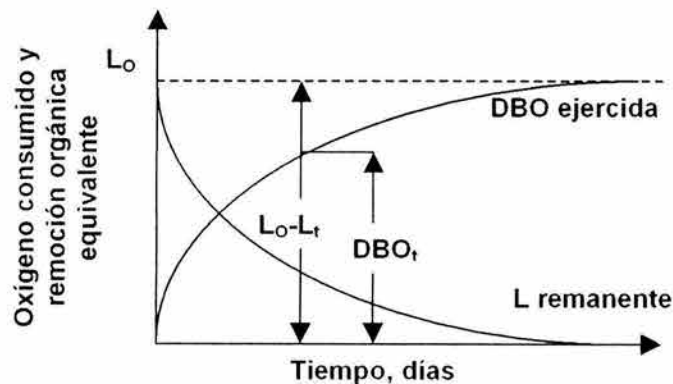


Figura II.1 Relaciones de DBO y oxígeno equivalente

Durante los primeros días la tasa de disminución de oxígeno es rápida debido a la concentración grande de materia orgánica presente; al disminuir está, también disminuye la tasa de consumo de oxígeno. Durante la última parte de la curva de la DBO, el consumo de oxígeno se asocia con la decadencia de las bacterias que crecieron durante la parte inicial de la prueba. Generalmente, se supone que la tasa a la que se consume el oxígeno es directamente proporcional a la concentración de materia orgánica degradable remanente en cualquier tiempo.

En consecuencia, la curva de la DBO de la Figura II.1 puede ser descrita matemáticamente como una reacción de primer orden. Esto se expresa de la manera siguiente:

$$\frac{dL_t}{dt} = -r_A \quad \text{Ecuación II.2}$$

Donde:

L_t = oxígeno equivalente a la materia orgánica remanente en el tiempo t , mg/L

$$-r_A = -kL_t$$

k = constante de reacción, d^{-1} .

Separando las variables e integrando:

$$\frac{dL_t}{L_t} = -k dt$$

$$\int_{L_0}^{L_t} \frac{dL_t}{L_t} = -k \int_0^t dt$$

$$\ln \frac{L_t}{L_0} = -kt$$

$$L_t = L_0 e^{-kt} \quad \text{Ecuación II.3}$$

Donde:

L_0 = oxígeno equivalente a la materia orgánica en el tiempo $t=0$.

Nuestro interés no es por L_t sino por la cantidad de oxígeno usada en la conversión de materia orgánica (DBO_t). En la figura II.2 se observa que la DBO_t es la diferencia entre el valor inicial de L_o y L_t , entonces

$$DBO_t = L_o - L_t$$

$$DBO_t = L_o(1 - e^{-kt}) \tag{Ecuación II.4}$$

A L_o se le denomina comúnmente DBO última, es decir, el máximo consumo de oxígeno posible cuando el desecho ha sido degradado por completo. La ecuación II.4 se denomina tasa de DBO y se escribe frecuentemente en base 10.

$$DBO_t = L_o(1 - 10^{-Kt}) \tag{Ecuación II.5}$$

Se ha usado k (minúscula) para la constante de reacción en base e y K (mayúscula) para la constante en base 10. Ambas se relacionan con la expresión $k = 2.303K$.

No obstante que la DBO de 5 días se eligió como valor estándar para la mayoría de los análisis de aguas residuales y para propósitos normativo, la DBO última es en realidad un indicador más adecuado de la contaminación del agua. Para cualquier tipo de desecho que tenga una constante de reacción definida, la relación entre la DBO última y la DBO_5 es constante, por lo que la DBO_5 indica la contaminación relativa. Para diferentes tipos de desechos que tengan la misma DBO_5 , la DBO última es la misma sólo si, por casualidad, las constantes de reacción son las mismas. Esto se ilustra en la Figura II.2 para una agua residual municipal con una $K = 0.15 \text{ día}^{-1}$ y un agua residual industrial con una $K = 0.05 \text{ día}^{-1}$.

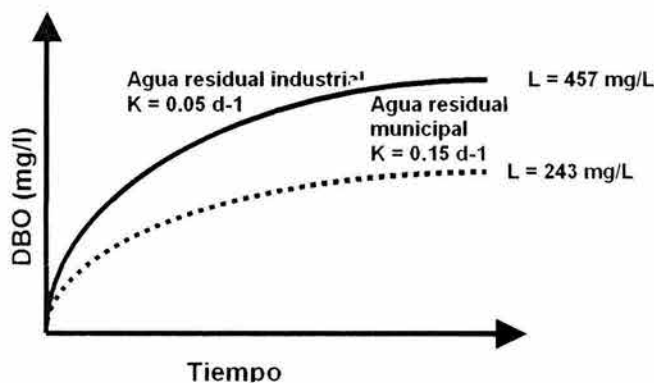


Figura II.2 Efecto de la constante de reacción sobre la DBO última para dos aguas residuales que tiene la misma DBO_5 .

Las dos aguas residuales tiene la misma DBO_5 de 200 mg/l, no obstante, las industriales tienen una DBO última más grande y puede esperarse que su descarga tenga mayor impacto en el oxígeno disuelto de un río. Para el agua residual industrial, una fracción menor de la DBO se ejerció en los primeros cinco días debido a que la constante de reacción es pequeña.

Determinación en campo de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos aerobios para descomponer o degradar la materia orgánica disuelta en un tiempo y a una temperatura determinada.

Si los desechos consistieran exclusivamente de aguas negras de tipo doméstico, la medición de la demanda de oxígeno se podría realizar por medio del método directo pero como los desechos son generalmente de naturaleza compleja, es necesario usar el método de dilución.

El procedimiento del método directo consiste en tener la muestra a 20°C y aerada cerca de la saturación. A dos frascos se les determina de inmediato su oxígeno disuelto (DBO_0) y otros dos se pasan a incubación durante 5 días a 20°C . Después de 5 días se les determina la cantidad de OD (DBO_5); la DBO es calculada por la diferencia de los dos valores así conocidos. Se usan dos frascos para sacar promedio y a veces 3, en caso de que los valores de las determinaciones sean muy distintos.

Para el método de dilución se agregan elementos nutrientes al agua de dilución en cantidades conocidas para que los organismos que van a descomponer la materia orgánica no mueran. Dependiendo del agua por analizar se usa un inóculo satisfactorio: para desechos industriales alimenticios, se usa el líquido sobrenadante de aguas negras domésticas que se han mantenido por 24 a 36 horas a 20°C ; para desechos industriales que contengan materia orgánica, se emplean inóculos cultivados en laboratorio o el agua de la misma corriente receptora tomada a unos 3 a 8 km aguas abajo del punto de descarga del desecho. Es suficiente con verter 2 ml de desechos por litro de agua de dilución; ésta puede tener una gama de pH de 6.5 a 8.5 y debe conservarse tan cerca de 20°C como sea posible.

Para el control del agua de dilución se llenan 2 frascos para DBO con esta agua; uno de ellos se tapa y se incuba; al otro se le determina de inmediato el OD. Se usan soluciones testigo que sirven como referencia para todos los cálculos de la DBO .

c) Nitrógeno

Es un elemento importante ya que las reacciones biológicas sólo pueden efectuarse en presencia de suficiente nitrógeno. Existe en cuatro formas principales por lo que toca a la ingeniería sanitaria: amoniacal (nitrógeno como sales de amoníaco), orgánico o proteico (nitrógeno en la forma de proteínas, amino ácidos y urea), nitritos (etapa intermedia de oxidación que normalmente no se presenta en grandes cantidades) y nitratos (producto final de la oxidación del nitrógeno).

El nitrógeno es un elemento esencial para la fertilización del suelo. El nitrógeno procede de la atmósfera en la que está presente como componente mayoritario.

Puede actuar como fertilizante los nitratos del agua para las plantas acuáticas. Si la presencia de nitratos es elevada, ya sea debido a un exceso en la aplicación de fertilizantes sintéticos y de residuos de granjas o bien por vertidos incontrolados de aguas residuales, puede originarse fenómenos de eutrofización.

Este exceso favorece el crecimiento de las algas que recubren la superficie de las aguas, impidiendo que la luz solar alcance mayor profundidad. Ello deteriora la actividad fotosintética y produce la muerte de las plantas.

El exceso de nitratos en las aguas puede crear problemas de salud. Al ingerirse pueden producir cáncer de estómago y de hígado.

La presencia de amoníaco en el agua es frecuentemente interpretado como una contaminación reciente con productos nitrogenados. Contenidos elevados de nitrógeno orgánico o proteico se relaciona con una contaminación de aguas negras o desechos industriales. Los nitratos provienen generalmente de la materia orgánica nitrogenada de origen animal. Los nitritos se relacionan con una contaminación con aguas negras o desechos industriales, sujeta a oxidación puesto que el proceso continua hasta terminar en nitratos. El nitrógeno orgánico y el amoniacal integran el nitrógeno total.

d) Acidez y alcalinidad

Valores comprendidos entre pH 3.5 a 9.0 se consideran resultado de la presencia de ácidos o bases débiles. Si la alcalinidad sobrepasa este límite o la acidez está abajo de él, se debe a la presencia de bases o ácidos fuertes respectivamente. En general el dato que se proporciona en los análisis es el de la alcalinidad a la fenolftaleína (F) y al anaranjado de metilo o total (AM o T); los resultados se dan en mg/l como CaCO_3 puesto que son varios componentes los que la producen.

e) Fósforo

La proporción de fósforo en la materia viva es relativamente pequeña, el papel que desempeña es vital. Es componente de los ácidos nucleicos como el ADN, muchas sustancias intermedias en la fotosíntesis y en la respiración celular están combinadas con el fósforo, y los átomos de fósforo proporcionan la base para la formación de los enlaces de alto contenido de energía del ATP, se encuentra también en los huesos y los dientes de animales, incluyendo al ser humano.

La mayor reserva de fósforo está en la corteza terrestre y en los depósitos de rocas marinas.

De las rocas se libera fósforo y en el suelo, donde es utilizado por las plantas para realizar sus funciones vitales.

Los animales obtienen fósforo al alimentarse de las plantas o de otros animales que hayan ingerido.

En la descomposición bacteriana de los cadáveres, el fósforo se libera en forma de ortofosfatos (PO_4H_2) que pueden ser utilizados directamente por los vegetales verdes, formando fosfato orgánico (biomasa vegetal), la lluvia puede transportar este fosfato a los mantos acuíferos o a los océanos.

Dependiendo del tipo de suelo, se puede decir que entre 60-50% corresponde a la fracción orgánica, mientras que el resto se encuentra en forma inorgánica. Las formas orgánicas se hallan en el humus del suelo, en diferentes niveles de estabilización.

El movimiento del P se realiza principalmente por difusión, y en mucho menor medida por flujo masal.

Los factores principales que influyen en el ritmo de difusión son:

- Constante de solubilidad del P: es una propiedad química intrínseca del elemento
- Gradiente de concentración de P entre dos puntos considerados
- Distancia entre los puntos entre los que se realiza la difusión y tortuosidad del medio.
- Humedad: la difusión se realiza en medio acuoso, por lo que se transforma en un factor crítico.
- Temperatura: la difusión del P aumenta con el incremento de la temperatura.

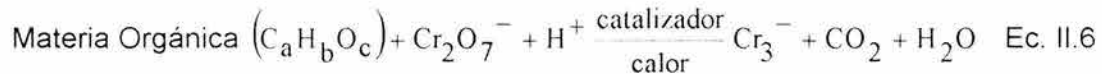
La presencia de fósforo en las aguas receptoras constituye un factor determinante en la eutrofización de lagos y corrientes. Una causa principal de la eutrofización es la creciente descarga de residuos orgánicos y fertilizantes utilizados en la agricultura y arrastrados por las aguas de escorrentía. Así la eutrofización tiende a coincidir con sistemas de riego, grandes obras hidráulicas y formas de agricultura moderna en las cuales se recurre a ingentes cantidades de fertilizantes, a menudo excesivas.

f) Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es una prueba muy usada para detectar contaminación de origen industrial; valora todo lo que es oxidable y no solamente a la materia orgánica, de manera que siempre es mayor el valor de la DQO con respecto de la DBO, variando los resultados de acuerdo a la composición del agua, concentraciones del reactivo, temperatura, período de contacto y otros factores.

El equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse se mide utilizando un fuerte agente químico oxidante en medio ácido. El dicromato potásico resulta excelente para tal fin. El ensayo debe realizarse a temperatura elevada. Para

facilitar la oxidación de ciertas clases de compuestos orgánicos se necesita un catalizador (sulfato de plata). Puesto que algunos compuestos inorgánicos interfieren con el ensayo, se tendrá cuidado en eliminarlos previamente. La reacción principal utilizando dicromato como agente oxidante puede representarse de un modo general por la Ecuación II.6.



El ensayo de la DQO se utiliza igualmente para medir la materia orgánica en aguas residuales industriales y municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. La DQO de un agua residual es, por lo general, mayor que la DBO porque es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por vía química que biológicamente. En muchos tipos de aguas residuales es posible correlacionar la DQO con la DBO. Ello puede resultar muy útil porque la DQO puede determinarse en 3 horas comparado con los 5 días que supone la DBO. Una vez que la correlación ha sido establecida, puede utilizarse las medidas de DQO para el funcionamiento y control de la planta de tratamiento.

g) Sólidos Totales

Un metro cúbico de agua residual pesa aproximadamente 1,000,000 de gramos. Contiene alrededor de 50 gramos de sólidos totales; éstos pueden estar en forma suspendida o en dilución. Los sólidos totales se determinan evaporando un volumen determinado de muestra y pesando el residuo remanente. Los resultados se expresan en mg/L.

De los aproximadamente 500 gramos de sólidos totales, la mitad son sólidos disueltos tales como calcio, sodio y compuestos orgánicos solubles. Los 250 gramos restantes son insolubles. La fracción insoluble consiste en aproximadamente 125 gramos de material que puede sedimentarse en 30 minutos si se deja al agua en condiciones de quietud. Los 125 gramos restantes permanecerán en suspensión por mucho tiempo.

Para la determinación de los sólidos suspendidos y de los sólidos disueltos se requiere filtrar la muestra. La filtración se lleva a cabo por medio de un filtro de membrana. Para determinar los sólidos suspendidos, el filtro es secado y pesado; en seguida se filtra un volumen determinado de muestra, se le seca y pesa otra vez. La diferencia de peso dividida por el volumen de muestra utilizada, proporciona la concentración de sólidos suspendidos. Para la determinación de los sólidos disueltos, del líquido filtrado se toma un cierto volumen, se evapora hasta su secado y se pesa el residuo remanente. Basta realizar dos de las determinaciones de las concentraciones de sólidos y la tercera viene dada por la suma o diferencia de las otras dos.

Los sólidos volátiles son aquella cuya fracción que se volatiliza a 50 °C. La concentración de sólidos volátiles se suele considerar como una medida aproximada del contenido de materia orgánica, o en ciertos casos, de las concentraciones de

sólidos biológicos tales como bacterias o protozoos. Los sólidos volátiles pueden determinarse sobre la muestra original (sólidos volátiles totales), sobre la fracción suspendida (sólidos suspendidos volátiles) o sobre la fracción filtrada (sólidos disueltos volátiles). La determinación se hace por incineración en una mufla del residuo obtenido en el análisis de los sólidos totales. Cuando se trata de determinar los sólidos suspendidos volátiles, debe añadirse, bien un filtro de vidrio (el cual dará lugar a una pequeña pérdida de peso, que habrá que corregir) o un filtro de acetato de celulosa (no da lugar a cenizas). La fracción volátil se obtiene por diferencia entre el residuo remanente después del secado y el posterior a la incineración. Este último se denomina sólidos fijos o cenizas y constituye una medida aproximada del contenido mineral del agua residual.

Los sólidos suspendidos son principalmente de naturaleza orgánica; están formados por algunos de los materiales más objetables contenidos en el agua residual. La mayor parte de los sólidos suspendidos son desechos humanos, desperdicios de alimentos, papel, trapos y células biológicas que forman una masa de sólidos suspendidos en el agua. Incluso las partículas de materiales inertes adsorben sustancias orgánicas en su superficie.

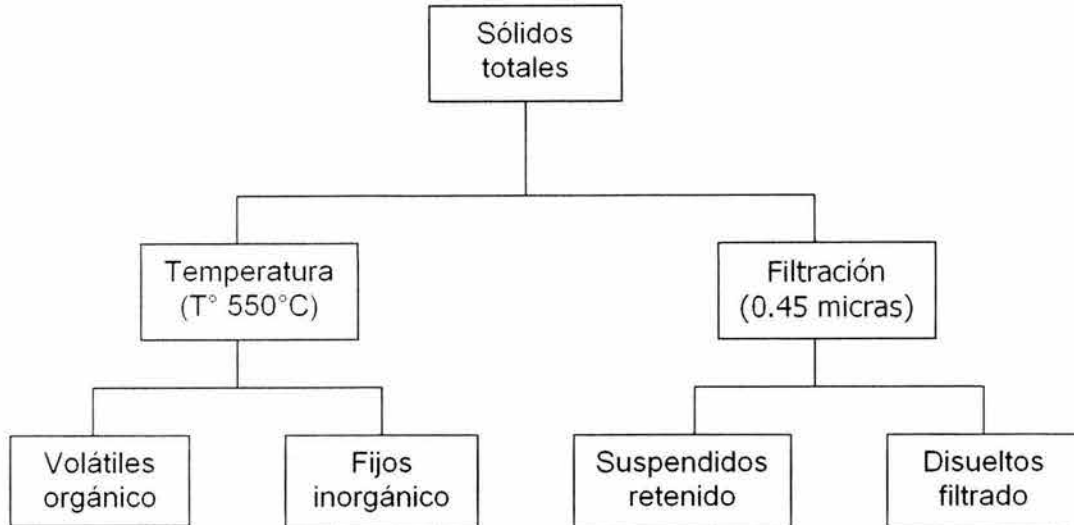
La mayor parte de los contaminantes de aguas son sólidos, disueltos o suspendidos. En un concepto general, los sólidos se definen como la materia que permanece como residuo después de someter a evaporación una muestra de agua a una temperatura de 105 °C. El término "sólido" involucra 10 determinaciones que representan un análisis completo del contenido de residuos de una muestra de agua:

$$ST \left\{ \begin{array}{l} SDT \left\{ \begin{array}{l} SDF \\ SDV \end{array} \right. \\ SST \left\{ \begin{array}{l} SSF \\ SSV \end{array} \right. \end{array} \right.$$

Donde:

ST = Sólidos Totales
SDT = Sólidos Disueltos Totales
SDF = Sólidos Disueltos Fijos
SDV = Sólidos Disueltos Volátiles
SST = Sólidos Suspendidos Totales
SSF = Sólidos Suspendidos Fijos
SSV = Sólidos Suspendidos Volátiles

Características Físicas



h) Sólidos Sedimentables

Los sólidos sedimentables están formados por partículas más densas que el agua, que se mantienen dispersas dentro de ella, en virtud de la fuerza de arrastre causada por el movimiento o turbulencia de la corriente. Por esta razón, sedimentan rápidamente por acción de la gravedad, cuando la masa de agua se mantiene en reposo.

Cuanto mayor es la turbulencia del agua, mayor es su contenido en sólidos sedimentables y mayor también, el tamaño y la densidad de las partículas que son arrastradas por el agua. De esta forma, los sólidos sedimentables son una medida indirecta de la turbulencia del cuerpo de aguas de donde proceden las muestras.

Los ríos y canales corrientes, a diferencia de los cuerpos de agua relativamente estáticos como los lagos y estanques, tienden a dar altos valores de sólidos sedimentables.

El método estándar para medir los sólidos sedimentables en campo o en el laboratorio, consiste en la decantación de la muestra en el Cono de Imhoff. El Cono de Imhoff es un instrumento de vidrio o plástico rígido en donde se coloca un litro de muestra fresca y se deja en reposo durante dos horas. Transcurrido este tiempo, se lee directamente en la gradación del cono, los mililitros de sólidos sedimentables, (lodos), por litro de muestra.

Estas pruebas permiten estimar para una determinada fuente o cuerpo de aguas, los volúmenes de lodos que deberán ser removidos en los sistemas de decantación, de una planta de tratamiento o purificación de aguas. En general, los sólidos sedimentables están formados por partículas inorgánicas neutras del tamaño de las arenas y/o por agregados orgánicos de mayor tamaño.

i) Grasas y Aceites

Grupo de sustancias, incluidas las grasas, ceras, ácidos grasos libres, jabones de calcio y magnesio, aceites minerales y otros materiales no grasos. Compuestos orgánicos de origen vegetal y animal insolubles en agua o desechos industriales que pueden ser removidos por flotación natural.

Grasas y aceites son básicamente insolubles en agua pero solubles en la mayoría de los solventes orgánicos, como el Tetracloruro de Carbono, el Éter petróleo y el Éter etilo.

El término de grasa generalmente se refiere a sustancias con apariencia sólida o semi-sólida a temperatura ambiente normal de 21-23 grados centígrados. Los aceites son líquidos.

Se aplica a una amplia variedad de sustancias orgánicas que son extraíbles de solución o suspensión acuosa con hexano o triclorotrifluoroetano (freón); químicamente las grasas, así como los aceites, son ésteres del glicerol con ácidos grasos.

Los principales compuestos disueltos por estos solventes son hidrocarburos, ésteres, aceites, ceras y ácidos grasos de alto peso molecular.

II.6 PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS

a) Coliformes Fecales

Las coliformes son una familia de bacterias que se encuentran comúnmente en las plantas, el suelo y los animales, incluyendo a los humanos. La presencia de bacterias coliformes en el suministro de agua es un indicio de que el suministro de agua puede estar contaminado con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición. Generalmente, las bacterias coliformes se encuentran en mayor abundancia en la capa superficial del agua o en los sedimentos del fondo.

Los coliformes fecales, que se encuentran en los intestinos de los humanos y otros animales de sangre caliente, son un tipo de bacterias coliformes. La presencia de coliformes fecales en un suministro de agua es un buen indicador de que las aguas negras han contaminado el agua. Se pueden hacer pruebas específicamente para

coliformes fecales o para el total de bacterias coliformes que incluye todos los tipos de bacterias coliformes y que puede indicar contaminación fecal.

El grupo de microorganismos llamados **coliformes totales** pertenece a la familia Enterobacteriaceae. Se caracterizan porque son de forma bacilar, Gram negativos, aeróbicos y anaeróbicos facultativos, no forman esporas y fermentan el azúcar lactosa con producción de ácido y gas a 35°C dentro de 48 hrs. A este grupo pertenecen bacterias del género: **Escherichia, Enterobacter; Citrobacter y Klebsiella**. En particular, la bacteria **Escherichia coli** constituye, aproximadamente, un 10% de los microorganismos intestinales del hombre y de animales de sangre caliente y debido a esto se ha utilizado como indicador biológico de contaminación fecal. De manera general, cuando esta bacteria entérica no se detecta en un volumen de 100 ml de agua, se puede considerar como agua potable, es decir, apta para el consumo humano.

b) Microorganismos patógenos

Todas las formas de microorganismos patógenos se pueden encontrar en las aguas residuales domésticas e incluyen: bacterias, virus, protozoarios y helmintos. Algunos de estos microorganismos son descargados al ambiente por portadores. Aunque es raro que estén presentes los microorganismos que causan algunas de las enfermedades más severas, por su seguridad se asume que lo están en número significativo y que representan un peligro para la salud. Afortunadamente sólo algunos cuantos microorganismos patógenos en estado viable sobreviven al tratamiento.

b.1) Bacterias

Son microorganismos unicelulares, comúnmente sin color y constituyen la menor forma de vida capaz de sintetizar el protoplasma a partir de su ambiente. Pueden tener forma cilíndrica o de bastón (bacilos), oval o esférica (cocos) o espirales (espirilos). Los desórdenes intestinales son síntomas comunes de la mayoría de las enfermedades transmitidas por las bacterias patógenas transportadas por el agua.

b.2) Virus

Son las estructuras biológicas inferiores de las cuales se conoce que contienen toda la información genética necesaria para su propia reproducción. Son tan pequeños que sólo pueden ser observados con la ayuda de un microscopio electrónico. Los virus son parásitos obligados que requieren de un huésped en donde alojarse. Los síntomas asociados con infecciones causados por virus transportados por el agua comúnmente involucran desórdenes del sistema nervioso, más que del tracto intestinal.

b.3) Protozoarios

Constituyen el nivel inferior de la vida animal. Son organismos unicelulares más complejos que las bacterias y los virus en actividad funcional. Son organismos auto-contenidos que pueden vivir libremente o en forma parásita. Pueden ser patógenos o

no patógenos, microscópicos o macroscópicos. Debido a que son altamente adaptables, los protozoarios están ampliamente distribuidos en las aguas naturales, aunque sólo unos cuantos protozoarios acuáticos son patógenos.

Las infecciones causadas por protozoarios se manifiestan por desórdenes intestinales menos severos que los asociados a las bacterias.

b.4) Helminto

El ciclo de vida de los helminto, o gusanos parásitos, frecuentemente incluyen dos o más animales huéspedes, unos de los cuales puede ser humano, y la contaminación del agua puede ser causada por el vertido de desechos animales y humanos que contienen helmintos. La contaminación puede ser también a través de especies acuáticas u otros huéspedes, como insectos y caracoles.

Los procesos de tratamiento convencionales están diseñados para reducir a niveles aceptables los sólidos suspendidos, compuestos orgánicos biodegradables y microorganismos patógenos, antes de la disposición de las aguas residuales.

Puede ser que se requieran procesos de tratamiento del agua residual par reducir los niveles de nutrientes en caso de que le efluente tanga que descargarse en un ecosistema delicado.

Cuando se ha anticipado la necesidad de reúso se requiere procesos para remover los compuestos orgánicos refractarios, metales pesados y para reducir el nivel de sólidos inorgánicos disueltos.

Cuadro II.1. Patógenos comunes transportados por el agua

MICROORGANISMOS		ENFERMEDADES
Bacterias	Francisella tularensis Leptospira Salmonella paratyphi (A,B, C) Salmonella typhi Shigella (S. Flexneri, S. Sonnei, S. Dysenteriae, S. Boydii)	Tuleramia Leptospirosis Paratifoidea (fiebre entérica) Fiebre tifoidea, fiebre entérica Shigelosis (disentería bacilar)
	Vidrio comma (vibrio cholerae)	Cólera
Virus	Poliomyelitis (3 tipos) Virus desconocidos	Poliomyelitis aguada, parálisis infantil Hepatitis infecciosa
Protozoarios	Entamoeba histolytica Giardia lamblia	Amebiasis (disentería amebiana, enteritis amebiana, colitis amebiana) Giardiasis (enteritis giardia, lambliasis)
Helmintos (gusanos parásitos)	Dracunculus medinensis Echinococcus Shistosoma (S. Mansoni, S. Japonicum, S. Haematobium)	Dracontiasis (dracunculiasis; dracunculosis; medina; infección serpiente, dragón o gusano-guinéa) Equinococosis Squistosomiasis (bilharziasis o enfermedad de "Bill Harris")

Cuadro II.2. Problemas de contaminantes que causan los parámetros.

Contaminantes	Características	Fuentes	Efectos
Incremento de la cantidad de sólidos	En función de en qué estado se presenten se puede hablar de sólidos en suspensión y sólidos disueltos. Incluyen partículas de materia orgánica y mineral.	Vertidos de aguas residuales urbanas y prácticamente los vertidos de cualquier instalación industrial	Produce una disminución de la transparencia así como modificaciones en el color, afectando con ello a los organismos fotosintéticos. Además en función de su composición química pueden dar lugar a otros problemas.
		Erosión, detritus animal, partículas de plancton	
Incremento de la cantidad de materia orgánica	Es uno de los tipos de contaminación más comunes. Para medirla se usan como índices la DQO y la DBO.	Fundamentalmente la industria agroalimentaria y papeleras. De igual forma las aguas residuales urbanas son ricas en este tipo de contaminante.	Los organismos acuáticos se alimentan de esta materia orgánica provocando con ello un mayor consumo de oxígeno, lo que a su vez puede afectar a los organismos superiores (peces, anfibios), así como a todos ellos que consuman oxígeno.
		Lavado del suelo por la lluvia. Metabolismo de organismos acuáticos	
Incremento de la cantidad de nitrógeno	El nitrógeno puede encontrarse en forma de nitratos, nitritos o amonio. Constituye junto con el fósforo un grupo de contaminantes al que se denomina "nutrientes".	Uso de fertilizantes y abonos. Vertido de aguas residuales urbanas y de ciertas industrias (centrales térmicas, curtido de pieles, papeleras).	La presencia de nutrientes en el agua (nitrógeno y fósforo) da lugar a fenómenos de eutrofización, consistente esta en un aumento de la actividad biológica de un agua como consecuencia de esta mayor presencia de nutrientes. Sus consecuencias principales son la aparición de bacterias productoras de toxinas, disminución de la concentración de oxígeno en el agua, desplazamiento y mortandad de organismos que necesiten oxígeno, malos olores, etc. De igual forma los nitratos tienden a concentrarse en las aguas subterráneas contaminándolas e impidiendo su posterior uso.
		Multitud de procesos naturales incluidos en el ciclo del nitrógeno pueden dar lugar a este tipo de contaminantes. Lavado de suelos	
Incremento de la cantidad de fósforo	Puede ser de origen mineral o de origen orgánico. Constituye junto con el nitrógeno un grupo de contaminantes al que se denomina "nutrientes".	Uso de abonos. En las aguas residuales urbanas aparece también debido al uso de detergentes. Vertidos de industrias papeleras, de tratamiento superficial	
		Descomposición de la materia orgánica y lavado de minerales	

Cuadro II.2. Problemas de contaminantes que causan los parámetros. Continuación

Contaminantes	Características	Fuentes	Efectos
Aparición de aceites, grasas e hidrocarburos	Este grupo engloba un conjunto de sustancias muy diversas.	Fundamentalmente cierto tipo de industrias agroalimentarias, curtido de pieles, químicas, metalurgia, refinerías. Vertidos y accidentes desde barcos	Provocan la formación de una película superficial en el agua, dificultando el paso de la luz solar y la difusión del oxígeno desde la atmósfera afectando con ello tanto a los organismos fotosintéticos como a los que necesitan oxígeno. Suelen ser tóxicos, se adhieren a las branquias y superficie de los peces dificultando su respiración. Recubren plumaje de las aves haciéndoles perder su capacidad de vuelo y de aislamiento térmico
Salinización del agua	Provocada fundamentalmente por cloruros, sulfatos, sulfuros.	<p>Explotaciones mineras. Industrias textiles, de curtido, metalurgia, refinerías. Sobreexplotación de acuíferos cercanos a las zonas costeras.</p> <p>Lavado del suelo y minerales</p>	La salinidad de un agua puede impedir su uso en agricultura, para consumo humano e utilización industrial. Puede producir mortalidad o al menos forzar la emigración de numerosas especies

Cuadro II.2. Problemas de contaminantes que causan los parámetros. Continuación

Contaminantes	Características	Fuentes	Efectos
Aparición de detergentes	Compuestos basados en la química del fósforo	Aguas residuales urbanas, depuradoras, uso de abonos. Vertidos industriales	El hecho de que se incorporen fósforo en su composición hace que potencien fenómenos de eutrofización
Aparición de organismos patógenos	Grupo heterogéneo donde se incluyen bacterias, virus, helmintos (gusanos), protozoos, etc.	Aguas residuales urbanas sin tratar. Vertidos procedentes de cierto tipo de industria agroalimentaria	Los efectos dependen del tipo de bacterias. En humanos suelen provocar fundamentalmente trastornos gastrointestinales
Alteraciones físicas en los cursos de aguas	Aparte de la elevación de la temperatura ha de destacarse otras alteraciones inducidas por grandes infraestructuras como pueden ser las presas	Centrales térmicas, nucleares y en general instalaciones donde se dan procesos de refrigeración. Presas.	En el caso de la temperatura provoca una disminución de las especies sensibles. Más efectos debido a este tipo de problemas son la merma de la capacidad de auto depuración del río así como obstaculización de los procesos migratorios de algunas especies
Aparición de plaguicidas	Grupo muy variado de compuestos químicos. No se conoce bien todos los efectos que pueden provocar en los seres vivos	Uso indiscriminado de estos en la agricultura	Se acumulan en los seres vivos transmitiéndose a lo largo de la cadena alimenticia. Tienen a acumularse en las aguas subterráneas impidiendo su uso posterior
Otras formas de contaminación	En este grupo se incluyen: a) Filtraciones procedentes de vertederos y suelos contaminados. Normalmente contienen metales pesados. Suelen tener carácter ácido. b) Deposición de contaminantes atmosféricos. Destacan los procesos de lluvia ácida que modifican tremendamente las características químicas del agua receptora. c) Disminución del caudal debido a fenómenos de sobreexplotación. Afecta a la biodiversidad y produce igualmente un agravamiento de los procesos de contaminación al concentrarse más los contaminantes.		

CAPITULO III**Modelación de la Contaminación de Corrientes**

En el año de 1925 Harold W. Streeter y Earl Phelps presentaron la ecuación, ahora clásica, que se utiliza con frecuencia en el análisis de corrientes. La forma de la ecuación de Streeter-Phelps ofrece la curva de disminución de oxígeno disuelto en una corriente. La descomposición biológica actúa comienza inmediatamente después del vertido. Puesto que la radiación atmosférica es proporcional al déficit de oxígeno disuelto, su tasa aumentará a medida que el déficit sea mayor. Por último, se alcanza un punto en el cual la tasa de oxígeno utilizado para la descomposición del residuo iguala a la tasa de reaereación atmosférica. Aguas abajo de este punto, la tasa de reaereación es mayor que la de utilización y el oxígeno disuelto comienza a aumentar. Al cabo del tiempo la corriente no mostrará efecto alguno por causa de las descargas residuales. Este fenómeno es conocido como el de purificación natural de las corrientes o autodepuración.

III.1. Modelo de Streeter y Phelps

Earl B. Phelps, uno de los mejores conocedores en su época de la calidad de las corrientes, escribió lo siguiente: Una corriente es algo más que un accidente geográfico, una línea en un mapa, o una parte fija del terreno. No puede considerársele solamente desde el punto de vista geológico y topográfico. Una corriente es algo con vida propia, con energía con movimiento algo cambiante. Las corrientes están sometidas a bastante contaminación natural, ya que actúan como canales de desagüe de grandes zonas del campo. Por otro lado las corrientes son capaces de absorber parte de la contaminación industrial y municipal porque tienen la capacidad de autodepurarse por la acción de los organismos vivientes que consumen materia orgánica y por el proceso de sedimentación que facilita la formación del lecho de la corriente.

Aparte del oxígeno contenido en los afluentes de la corriente, drenaje superficial y agua freática, las fuentes para la reposición de oxígeno en una corriente son la reaereación atmosférica y la fotosíntesis de algas y plantas acuáticas. La reaereación es proporcional al déficit de oxígeno disuelto, en tanto que la cantidad de oxígeno aportado por la fotosíntesis está en función del tamaño de la población de algas y de la luz solar que se proyecte sobre ellas. La radiación solar incidente es mayor a medio día que al amanecer y atardecer; por tanto la tasa de fotosíntesis se supone que es sinusoidal. Por otro lado la respiración se supone constante, ya que no depende de la radiación lumínica. Cuando la población de algas sea grande, tendrá lugar una variación diurna en la concentración de oxígeno disuelto. A continuación se explicará la formulación del modelo original desarrollado por Streeter y Phelps en el año de 1925.

Se denomina déficit de oxígeno en una corriente a la diferencia entre el oxígeno de saturación y la concentración de oxígeno disuelto medida en el agua.

El déficit de oxígeno en una corriente es función de la utilización del oxígeno en la degradación de la materia orgánica y de la reaereación.

Analizando las ecuaciones III.1 y III.2,

$$\frac{dy}{y} = -K_1 dt \quad \text{Ecuación III.1}$$

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D \quad \text{Ecuación III.2}$$

que se grafican de forma simultánea en la figura III.2, se observa que los dos procesos representan fenómenos opuestos, por lo que el déficit de oxígeno en una corriente con degradación y reaeración, se expresa por:

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D - (-K_1 y) \quad \text{Ecuación III.3}$$

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D + K_1 y \quad \text{Ecuación III.4}$$

y de la ecuación $y = Le^{-K_1 t}$

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D + K_1 L e^{-K_1 t} \quad \text{Ecuación III.5}$$

Por lo que la Ecuación III.5 puede ser escrita como

$$\frac{dD}{dt} + K_2 D = K_1 L e^{-K_1 t} \quad \text{Ecuación III.6}$$

Lo que corresponde a una ecuación diferencial de la forma

$$\frac{dy}{dx} + Py = Q \quad \text{Ecuación III.7}$$

Donde P y Q son funciones de x. El factor de integración necesario para la solución de este tipo de ecuación es:

$$e^{\int P dx} \quad \text{Ecuación III.8}$$

$$e^{\int P dx} = e^{K_2 t} \quad \text{Ecuación III.9}$$

Multiplicando la Ecuación III.6 por el término $e^{K_2 t}$, se obtiene

$$e^{K_2 t} \frac{dD}{dt} + K_2 D e^{K_2 t} = K_1 L e^{(K_2 - K_1)t} \quad \text{Ecuación III.10}$$

Factorizando el lado izquierdo de la ecuación III.10

$$e^{K_2 t} \frac{dD}{dt} + K_2 D e^{K_2 t} = \frac{dD}{dt} e^{K_2 t} \quad \text{Ecuación III.11}$$

Separando las variables e integrando la Ecuación III.11

$$\int dD e^{K_2 t} = K_1 L \int e^{(K_2 - K_1)t} dt \quad \text{Ecuación III.12}$$

$$D e^{K_2 t} = \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} e^{(K_2 - K_1)t} + C \quad \text{Ecuación III.13}$$

A partir de las condiciones frontera $D = D_o$ para $t = 0$ (Ecuación III.14) se determina la constante de integración C (Ecuación III.15).

$$D_o = \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} (1) + C \quad \text{Ecuación III.14}$$

$$C = D_o - \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} \quad \text{Ecuación III.15}$$

Sustituyendo el valor de C en la ecuación III.13, se tiene

$$D e^{K_2 t} = \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} e^{(K_2 - K_1)t} + D_o - \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} \quad \text{Ecuación III.16}$$

$$D e^{K_2 t} = \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} \left(\frac{e^{(K_2 - K_1)t}}{e^{K_2 t}} \right) - \frac{K_1 L}{(K_2 - K_1) e^{K_2 t}} + D_o e^{-K_2 t} \quad \text{Ecuación III.17}$$

y finalmente

$$D = \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} (e^{(K_2 - K_1)t} - e^{-K_2 t}) + D_o e^{-K_2 t} \quad \text{Ecuación III.18}$$

En la ecuación III.18, t representa el tiempo de recorrido a partir del punto de descarga y hasta un punto de interés y se obtiene como:

$$t = \frac{d}{u}$$

Donde:

d = distancia de recorrido

u = Velocidad de la corriente

Dado que $D = O_s - O$ la Ecuación III.18 se puede escribir como:

$$O = O_s + \frac{K_1 L}{K_2 - K_1} [e^{-K_2 t} - e^{-K_1 t}] - D_o e^{-K_2 t}$$

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left(\frac{K_2}{K_1} \right) \left[1 - \frac{K_2 - K_1}{K_1 L} D_o \right]$$

Donde:

K_1 = constante de descomposición

K_2 = constante de reaireación

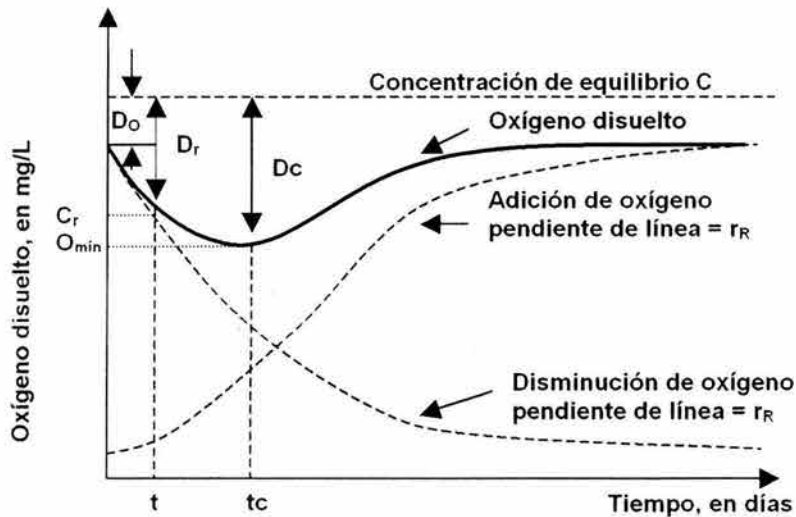


Figura III.1. Evolución del oxígeno disuelto, curva sag, DBO y adición de oxígeno.

En la figura III.1 se muestra la curva de evolución del oxígeno disuelto o curva sag. El punto de mayor interés en la curva está representado por la concentración más baja de oxígeno, ya que corresponde al máximo impacto debido a la descarga de aguas residuales. El punto para el cual el oxígeno disuelto es mínimo se conoce como

concentración crítica u oxígeno mínimo C_c , y el tiempo en el que se presenta se define como tiempo crítico t_c .

III.2 Principales Factores que Intervienen en la Capacidad de Asimilación y Dilución de contaminantes en Corrientes Superficiales

Es sabido que usualmente se expresan concentraciones de parámetros de calidad del agua en unidades que convencionalmente se han adoptado. Así por ejemplo las bacterias coliformes se expresan en NMP/100 ml (número más probable en 100 ml de agua); los iones en g/m^3 , mg/l o ppm (partes por millón) esto último con ciertas reservas; el fitoplancton en microgramos de clorofila $\mu g\text{-Chl}a/l$ y otros similares. Si un cuerpo de agua recibe en cierto punto y en determinado tiempo un aporte líquido con concentraciones de determinados parámetros, por múltiples razones existe interés en conocer cómo se afectan por ese aporte las concentraciones iniciales de cada parámetro.

Los modelos de calidad del agua tienen por finalidad determinar las nuevas concentraciones del cuerpo de agua en cada punto y en el intervalo de tiempo en el que existen cambios cuando las condiciones de modificación y el estado inicial son conocidos.

La figura III.2 precisa este concepto, suponiendo un punto cualquiera. Se busca el valor de ΔC para un incremento Δt , siendo t el tiempo y C la concentración. Como se verá Δt puede ser cualquiera, desde un segundo a un año.

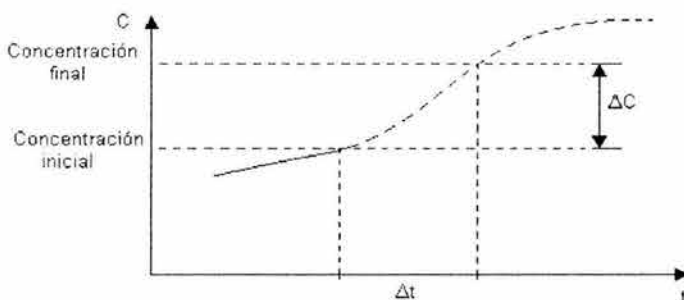


Figura III.2. Condiciones de modificación y estado inicial conocidos.

Existen ciertas influencias de grado mayor que permiten la elección de caminos tendientes a categorizar el tipo de modelos a emplear.

Se debe fijar la atención en las escalas de tiempo y espacio que rigen cada problema. En grandes cuerpos de agua, como son los lagos, es de esperar que las respuestas de cambios significativos puedan tomar meses o aún años. En los ríos, los lapsos significativos pueden reducirse a días. Sin embargo, si nuestra preocupación no es el cuerpo de agua en conjunto (otra escala espacial) los períodos se reducen como podría ser el caso si se desea estudiar los efectos locales de una descarga submarina en las playas adyacentes.

Es casi superfluo llamar la atención del lector en la influencia de las condiciones geomorfológicas, hidrológicas e hidrodinámicas. Aún en un cuerpo de agua geomorfológicamente definido es menester considerar usualmente diferencias en respuestas de concentraciones cuando varían las condiciones hidrológicas (por ejemplo estacionalmente) o hidrodinámicas (influencia de vientos en océanos, etc.).

Cabe identificar un tercer grupo de factores. Este es el que presta consideración a la influencia de la cinética (o termodinámica) de las transformaciones de los parámetros. Estas transformaciones pueden ser físicas, químicas o biológicas y la magnitud del cambio respecto al tiempo puede también encuadrar en el tipo de modelo a emplear. Por último, aunque no menos importante a este respecto, se debe efectuar el análisis previo de las cargas de contaminantes con respecto a la magnitud de su influencia y al impacto de sus cambios temporales.

Los modelos de calidad del agua son pues mecanismos de predicción específicos para cada caso. El análisis de las influencias que se han mencionado así como un conocimiento cabal de las inevitables simplificaciones que introducen los modelos, permiten predecir lo que pasará a ciertos parámetros en un cuerpo de agua en el espacio y en el tiempo. Y esto cada vez más se constituye en un esencial requerimiento de las sociedades modernas, si se piensa en lo limitado de los recursos hídricos y el legado que legítimamente esperan las futuras generaciones.

III.2.1 Advección y difusión

Para que un modelo de calidad del agua pueda ser aplicado confiablemente para predecir las condiciones de los diversos parámetros en el futuro, tiene que cumplir una condición básica: reproducir aceptablemente las condiciones actuales.

Con esto se quiere decir que si uno o más parámetros están indicados para ser seleccionados como representativos de los cambios de calidad que interesa investigar, es esencial que el modelo elegido calcule los valores de concentración en el momento actual (o ligeramente anterior) de modo que sean sensiblemente iguales a los que se determinen por pruebas de campo y laboratorio. Esto es lo que se llama calibración de un modelo. Como la calibración se refiere generalmente a un intervalo de tiempo (por ejemplo estacional o con determinadas condiciones hidrometeorológicas) normalmente se valida la calibración y el modelo, con otro período estacional o lapso, de modo que también se reproduzcan las condiciones actuales.

En la figura III.3 (también con condiciones en un punto) se aprecian estos conceptos. La concentración se estudia de modo que el modelo reproduzca el valor de campo en A (calibración) con condiciones indicadas por la temperatura T_1 pero que en realidad refleja

las variables estacionales. La validación sería la reproducción del punto B para condiciones T_2 .

Tanto la calibración como la validación reflejan las diversas influencias que inciden en los modelos aplicados. Variando ciertos valores de los componentes de los modelos, tanto el calibrado como la validación cambiarán en diversos grados. Esto es el fundamento de las pruebas de sensibilidad de estas operaciones de comprobación. Con ellas es posible apreciar el impacto de cada componente del modelo en el ajuste a las condiciones actuales. Conviene pues ahora indagar algo en los mencionados componentes de la estructura de los modelos. Cuando una carga de contaminantes se introduce en un cuerpo de agua, aquél sufre tres acciones fundamentales:

- (a) Difusión;
- (b) Advección; y
- (c) Transformación (reacción o degradación).

Si se encuentra la manera de conocer cómo se producen estos cambios de concentración por esas acciones, en el tiempo y en el espacio, se tendrá definido el modelo.

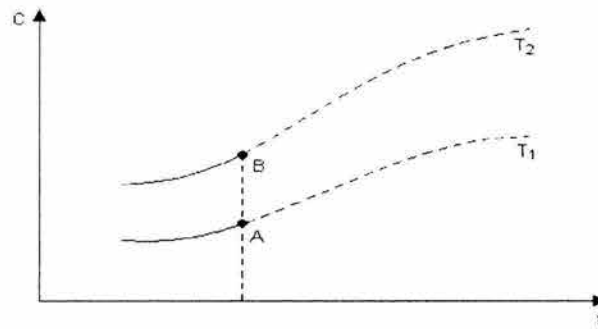


Figura III.3. Calibración del modelo.

En la Figura III.4 se presenta un aspecto intuitivo del concepto de dispersión. Se supone que en un compartimiento se introduce agua a una temperatura T_1 y en el otro a una temperatura T_2 . Si las alturas de agua son iguales, al abrir el orificio O en la pantalla P, no pasará agua por efectos hidrodinámicos pero la temperatura se igualará en ambos compartimientos al cabo de cierto tiempo. Es evidente que la temperatura pasa de uno a otro por dispersión, realmente por difusión en este caso. También se debe apreciar que a mayor área de orificio y a mayor gradiente de temperatura ($\Delta T/\Delta x$), el efecto será más rápido. En consecuencia la dispersión será proporcional a la superficie de contacto y al gradiente de concentración.

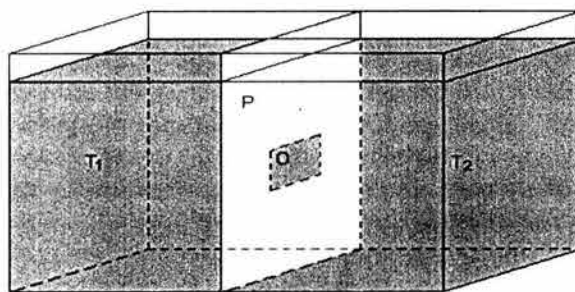


Figura III.4. Concepto de dispersión.

La Figura III.5 trata de introducir el concepto de transporte advectivo. En una corriente de agua el segmento 1, con su concentración de contaminante, pasa al segmento adyacente 2 en el intervalo Δt . Es claro que al variar la forma y volumen del segmento (esto provocado por cambios en la pendiente, ancho y profundidad de la sección transversal, dirección de la corriente, etc) varía la concentración, lo cual es una consecuencia del arrastre por Advección provocado por el flujo Q del agua en el curso.

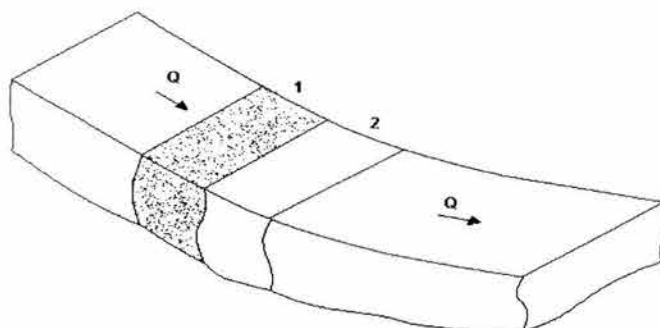


Figura III.5. Concepto de transporte advectivo.

La tercera acción es la transformación del contaminante por reacciones físicas, químicas, biológicas o combinación de ellas. Esto se traduce en un incremento positivo o negativo de la concentración que es independiente en sus causa de los anteriores.

Si se introduce en un río una descarga municipal con alto contenido de bacterias, y se supone que N_0 es el NMP/100 ml inicial de coliformes de la mezcla, varias influencias harán generalmente decrecer el número de coliformes aguas abajo. Por una parte habrá depredadores, además pudiera suceder que el medio diferente en el que se encuentran las bacterias represente mayor dificultad para conseguir el alimento o que éste no sea el más apropiado, que existan tóxicos, que se produzcan sedimentaciones que arrastren bacterias, que exista mayor penetración de la luz solar, que varíe la temperatura o la salinidad, etc.

El número N a una distancia de la introducción inicial del desagüe tiene que reflejar estas reducciones. Si $\Delta N = N - N_0$ en general el cambio de una distancia Δx se constata que es proporcional a la concentración en ese punto o sea:

$$\text{Cambio de concentración} = \frac{\Delta N}{\Delta x} = -K_B N \quad \text{Ecuación III.19}$$

Donde:

K_B = Coeficiente de reacción o de mortalidad.

En el límite:

$$\frac{dN}{dx} = -K_B N \quad \text{Ecuación III.20}$$

donde el signo menos denota la reducción.

De lo expuesto, se puede indicar que la estructura de los modelos será una forma más o menos complicada de la Ecuación III.21.

$$C_C = E_F + E_A + E_R + D_C \quad \text{Ecuación III.21}$$

Donde:

C_C = Cambio de concentración por unidad de tiempo;
 E_F = Efectos dispersivos;
 E_A = Efectos advectivos;
 E_R = Efectos reactivos; y
 D_C = Descargas contaminantes.

El último término toma en cuenta los cambios en cada espacio por efecto de la introducción o extracción de cargas del contaminante.

Debido a que los efectos advectivos influyen de manera predominante en los cambios de concentración de los contaminantes en las corrientes, se considera en los modelos de calidad del agua que se presenta un mezclado instantáneo en la sección transversal de la corriente anulándose así los efectos dispersivos.

III.2.2 Fenómenos de Transporte.

El destino final de un contaminante químico en el medio ambiente depende de dos factores importantes:

1. Reacciones en las que una sustancia química pueda participar.
2. Velocidad de transporte de la sustancia química en el medio ambiente.

La velocidad de transporte va a depender del tipo de proceso de transporte de masa:

- a) Advección: transporte por la corriente del agua. Se refiere al movimiento del material particulado fino o material disuelto en velocidad de la corriente en dirección longitudinal, lateral o transversal y vertical.
- b) Dispersión: transporte por mezclado dentro del mismo cuerpo de agua. Se refiere al proceso por el cual las sustancias son mezcladas dentro del cuerpo de agua. También ocurre en tres direcciones.
- c) Transporte de partículas sedimentables dentro de la columna de agua y entre el agua y el lecho acuático.

Advección y dispersión son los dos fenómenos principales de transporte de tóxicos químicos en el agua.

Distribución de tóxicos químicos de baja concentración en aguas naturales:

Entonces para determinar el destino final de una sustancia tóxica se debe conocer tanto el movimiento del agua, así como el movimiento del sedimento en suspensión.

En el balance de masa: $\text{Acumulación} = \text{entrada} - \text{salida} \pm \text{reacciones}$

1) Advección:

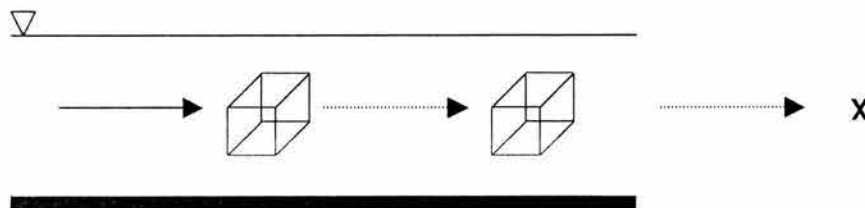


Figura III.5a. Modelo de advección

Es el movimiento de masa contenida en una corriente y que viaja de un lado a otro.

En el caso de un químico, el transporte por advección esta dado por el producto de la velocidad de flujo volumétrico y el promedio de la concentración.

$$J = QC \quad \text{Ecuación III.22}$$

$$J = \bar{U}AC \quad \text{Ecuación III.23}$$

\bar{U} = velocidad de la corriente, LT^{-1}

J = velocidad de descarga de la masa, MT^{-1}

C = concentración, ML^{-3}

Q = velocidad de flujo volumétrico

En condiciones de flujo constante $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$, entonces la velocidad de descarga de masa (J) es constante con respecto al tiempo.

$$\frac{\partial J}{\partial t} = 0$$

Cuando Q o C se vuelven dependientes del tiempo entonces J (transporte de masa por advección) también se hace variable con el tiempo.

La masa de cualquier substancia química dentro de un volumen de control, en cualquier instante se puede representar por el producto del volumen de la concentración. (VC)

V = Volumen en L^3

C = Concentración ML^{-3}

Por lo tanto, la variación de la masa con respecto al tiempo por advección puede ser representado por una ecuación diferencial.

$$\Delta(VC) = (Q_a C_a - Q_b C_b) \Delta t \quad \text{Ecuación III.24}$$

Δ masa = velocidad de masa entrante – velocidad de masa saliente

en donde los sufijos a y b representan el movimiento de masa desde el punto a hasta el punto b (por advección).

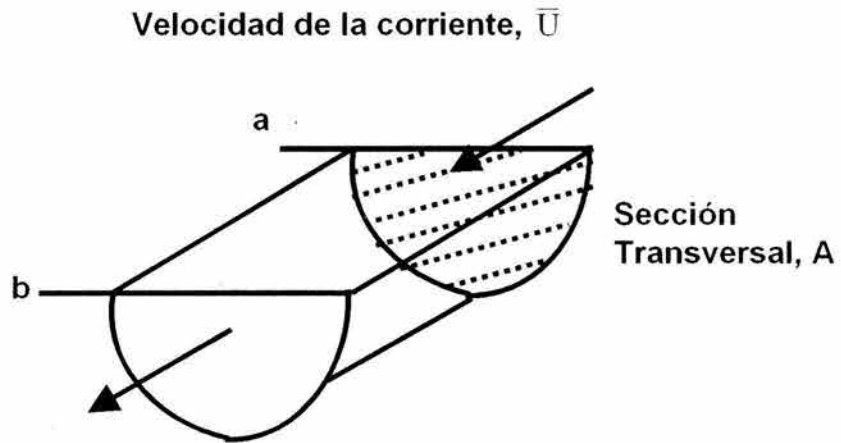


Figura III.6. Volumen de control

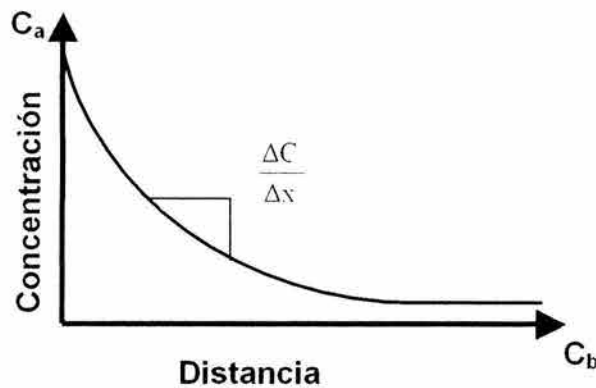


Figura III.7. Representación gráfica del gradiente de concentración

C_a representa la concentración que entra al volumen de control.

C_b representa la concentración que sale del volumen de control.

Dividiendo por $\frac{\Delta(VC)}{\Delta t} = Q_a C_a - Q_b C_b$ Ecuación III.25

Dividiendo por V que representa el volumen incremental $A\Delta x$ se tiene una ecuación parcial diferencial que describe la advección de masa bajo condiciones de flujo constante de variación del tiempo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(QC)}{\partial X} = -\bar{U} \frac{\partial C}{\partial X}$$

Ecuación III.26

$A\Delta x$ incremento de volumen

Bajo condiciones de flujo constante $\bar{U} \frac{Q}{A}$.

El flujo negativo refleja un incremento de la concentración dentro del volumen de control en caso de que la entrada de masa sea mayor que la salida de masa.

La ecuación III.26 representa la advección cuando la velocidad de flujo y/o la concentración están cambiando.

Para obtener la masa total (M) que ha pasado por un punto en un momento determinado, se puede integrar la velocidad de descarga de masa sobre el tiempo.

$$M = \int_0^{t_1} q(t)c(t)dt \quad \text{Ecuación III.27}$$

$$M = Q \int_0^{t_1} C(t)dt \text{ con } Q = \text{cte.} \quad \text{Ecuación III.28}$$

El transporte de sustancias tóxicas en corrientes y ríos y controlado por el proceso de transporte por advección.

2) Dispersión (mezcla)

La mezcla de sustancias puede estar representada por tres procesos:

a) Difusión molecular: mezcla de químicos disueltos debido al movimiento al azar o aleatorio de las moléculas dentro del fluido.

- Causado por movimiento molecular vibracional, rotacional y transversal.
- En el movimiento de sustancias disueltas se mueven de regiones de altas concentraciones, a regiones de bajas concentraciones, de acuerdo a la ley de Fick de difusión.
- Proceso lento: toma cerca de 10 días en disolver 1mg/L en una columna de agua de 10cm con una concentración original de 10mg/L
- Observable en transporte de sustancias disueltas en la interfase aire-agua a través de sedimentos porosos en agua.

b) Difusión Turbulenta

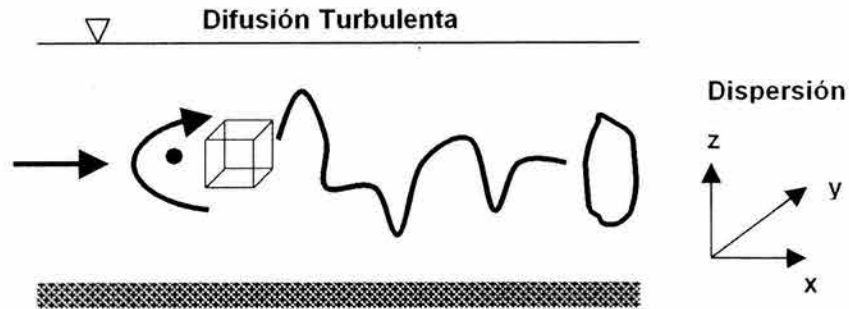


Figura III.8. Modelo de difusión turbulenta

Mezcla de sustancias particuladas finas debido a la turbulencia en micro escala.

- Causada por fuerza de rozamiento dentro del cuerpo de agua.
- Ordenación de magnitud mucho mayor que la difusión molecular y conlleva al proceso de dispersión.

c) Dispersión

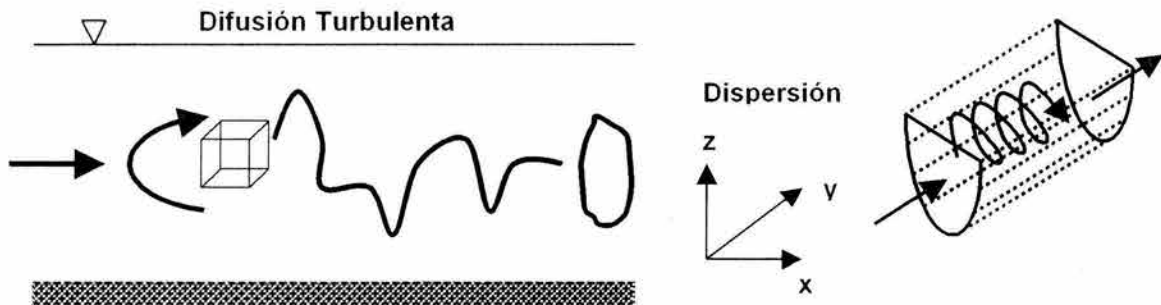


Figura III.9. Modelo de difusión turbulenta

Es la interacción de difusión turbulenta con gradientes de velocidad ocasionados por fuerzas de fricción en el cuerpo de agua.

- Responsable de transporte de sustancias toxicas en rios y estancos.
- Gradientes de velocidad causados por fuerzas de fricción en los limites del cuerpo de agua.
- Causados por rozamiento del viento en la interfase aire de agua.
- Causados por rozamiento en interfases sedimento de agua de bancos de agua.

3) Difusión de dispersión

a) 1^{ra}. Ley de Ficks.

Difusión explicada por medio de la primera ley de Ficks, en la que establece que transferencia de masa por difusión es proporcional a la área transversal y a la pendiente o inclinación del gradiente de concentración.

$$J_m \propto \frac{A dC}{dX} \tag{Ecuación III.29}$$

J_m = Velocidad de flujo de masa causado por difusión molecular, MT^{-1}

A = Área transversal, L^2

$\frac{dC}{dX}$ = Gradiente de concentración, $ML^{-3}L^{-1}$

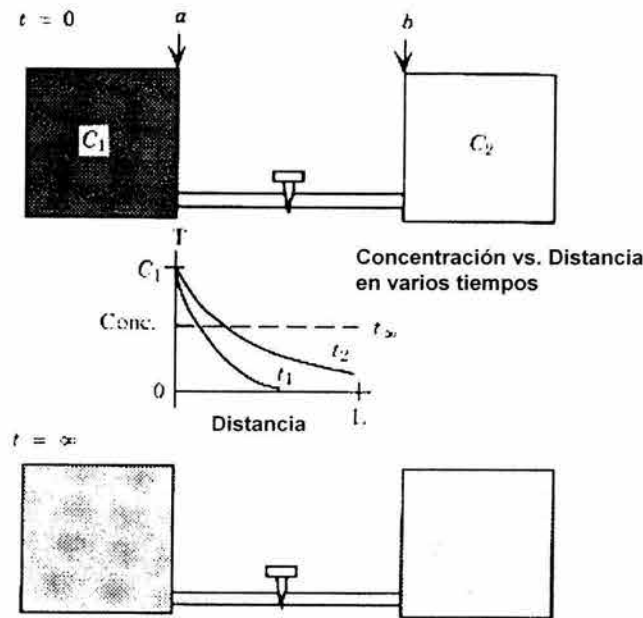


Figura III.10. Concentración vs. distancia en un tiempo variable

Para transformar la relación de proporcionalidad en la ecuación III.29, se introduce la constante de proporcionalidad, "D":

$$Jm = -DA \frac{\partial C}{\partial X} \quad \text{Ecuación III.30}$$

$$Fn = -D \frac{\partial C}{\partial X} \quad \text{Ecuación III.31}$$

D = Coeficiente de difusión molecular, L^2T^{-1}

Fn = Velocidad de flujo de masa real, $ML^{-2}T^{-1}$

El signo negativo es necesario para convertir un gradiente de concentración negativo, en un flujo positivo con respecto al eje X, de acuerdo con las convecciones matemáticas.

b) 2^{da} Ley de Ficks

- Parte de la primera ley pero bajo condiciones de no-equilibrio.
- Permite predecir la concentración de sustancia con respecto al tiempo y el lugar.
- Obtención de la ecuación partiendo de la primera ley;

$$J = DA \frac{\Delta C}{\Delta X} \quad \text{Ecuación III.32}$$

$$V \frac{\Delta C}{\Delta t} = -DA \frac{\Delta C}{\Delta X} \quad \text{Ecuación III.33}$$

$$V = A\Delta X \quad \text{Ecuación III.33a}$$

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = -D \frac{\Delta C}{\Delta X \Delta X} \quad \text{Ecuación III.34}$$

$$\lim_{\Delta t \rightarrow 0} \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \quad \text{Ecuación III.35}$$

La ecuación III.35 es una ecuación diferencial parcial de segundo orden y requiere dos condiciones limitantes y una condición inicial para su solución.

En función de las condiciones: solamente por transformaciones de Lapace o métodos de (trial y error) error y ajuste.

Difusión proveniente de sedimento de un río contaminado. El problema consiste en difusión vertical de una fuente plana, (con sedimento contaminado del agua) hacia la columna del agua.

IC: $C(X) = 0$ at $t=0$

BC1 (condición límite 1)

BC2 (condición límite 2)

Para difusión de una masa constante química M hacia una columna de agua semi-infinita.

$C(+\infty)=0$ para todos los valores de t.

$$M = \int_{-\infty}^{\infty} C \, dX \tag{Ecuación III.36}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \tag{Ecuación III.36a}$$

$$C = \frac{A}{\sqrt{t}} e^{-\frac{X^2}{4Et}} \tag{Ecuación III.36b}$$

Donde : A es una constante arbitraria

$$C = \frac{M}{2\sqrt{\pi Et}} e^{-\frac{X^2}{4Et}} \tag{Ecuación III.36c}$$

c) La ecuación de Advección – Dispersión.

La ecuación que describe la advección y dispersión de material disuelto esta basado en:

- El principio de conservación de masa.
- La ley de Ficks.

El principio de conservación de masa para una sustancia esta representada por la ecuación:

Velocidad de cambio de la masa en el volumen de control $\frac{\partial C}{\partial t}$	=	Velocidad de cambio de la masa en el volumen de control por advección $-U_i \frac{\partial C}{\partial X_i}$	+	Velocidad de cambio de la masa en el volumen de control por difusión $\frac{\partial}{\partial X_i} \left(E_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \right)$	-	Velocidad de transformación R
--	---	---	---	--	---	--------------------------------------

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U_i \frac{\partial C}{\partial X_i} + \frac{\partial}{\partial X_i} \left(E_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \right) - R \quad \text{Ecuación III.37}$$

Donde:

C = Concentración, M/L³

t = tiempo, T

U_i = Promedio de la velocidad de la dirección i, L/T

X_i = Distancia de la dirección i, L

R = Velocidad de reacción de transformación, M/L³.T

E_i = Coeficiente de dispersión(difusión) de la dirección i, L²/T (asumiendo X, Y, Z direcciones entonces E_x, E_y, E_z)

La solución de la ecuación depende de los valores de E_i y las condiciones iniciales y limitantes. Bajo condiciones de flujo en desequilibrio, la velocidad en la dirección longitudinal puede variar en espacio y tiempo.

Considerando un río en una dirección.

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} = \frac{\partial(QC)}{\partial X} + \frac{\partial}{\partial X} \left(EA \frac{\partial C}{\partial X} \right) - AR \quad \text{Ecuación III.38}$$

Donde:

Q = Velocidad de flujo volumétrico, L³/T

A = Área transversal, L²

Si la velocidad y el área transversal del río son aproximadamente constantes con respecto al tiempo (flujo constante, pero incrementan con la distancia longitudinal) entonces la ecuación anterior se simplifica:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial(QC)}{\partial X} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial X} \left(EA \frac{\partial C}{\partial X} \right) - R \quad \text{Ecuación III.39}$$

En la ecuación A y Q varían con respecto a la distancia pero ya no son función del tiempo.

La forma más simple de la ecuación de advección-dispersión para ríos unidimensionales esta dado por la ecuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U_x \frac{1}{A} \frac{\partial C}{\partial X} + E_x \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} - R \quad \text{Ecuación III.40}$$

En donde A, Q y E son constantes con respecto al tiempo y la distancia.

La ecuación III.40 no es muy aplicada para modelar ríos cuya velocidad y coeficiente de dispersión varían de la distancia longitudinal.

Pero son aplicables en segmentos de ríos en donde U_x y E_x son constantes.

En ese caso todo el río puede ser segmentado en partes de morfología y flujo relativamente constante.

Se puede iniciar un nuevo segmento en cada punto de descarga del químico de interés.

$$E_x = \beta \frac{U_x^2 B^3}{UA} = \beta \frac{Q_B^2}{UD^3} \quad \text{Ecuación III.41}$$

Donde:

$$\beta = 0.5 U / U_x$$

D = Profundidad media, L

B = Longitud promedio, L

U = Velocidad en el techo rozante, L/T

U_x = Velocidad promedio de la corriente, L/T

A = Área transversal, L²

Q_B = Flujo de descarga al río, L³/T

4. Modelos de transporte

a) Selección del modelo de transporte.

Aplicación de un numero de pecelet para estimar la importancia relativa de un proceso de advección comparado con la dispersión.

$$P_e = \frac{uL}{E} \quad \text{Ecuación III.42}$$

Donde:

Pe = Numero de pecelet, adimensional.

U = Velocidad promedio, L/T

L = Longitud de seguimiento.

E = Coeficiente de dispersión, L²/T

Si Pe es mucho mayor que 1.0 entonces predomina la advección.

Si Pe es mucho menor que 1.0 entonces la dispersión predomina en el transporte de las sustancias disueltas.

Sí $Pe > 1.0 \Rightarrow$ predomina advección

Sí $Pe < 1.0 \Rightarrow$ predomina dispersión

Si existe una velocidad de transformación química relativa, el numero de reacciones se aplica:

$$\text{Rxn No.} = \frac{kE}{U^2} \quad \text{Ecuación III.43}$$

Donde:

k = Constante de velocidad de una reacción de primer orden, i/T

Si $R \times n \text{ No} < 0.1$, entonces advección predomina y es apropiado la selección de un modelo de flujo de pistón.

Si $R \times n \text{ No} > 10$, la dispersión controla el transporte y el sistema esta completamente mezclado.

Si no aplica ninguna de las dos condiciones, entonces se selecciona un modelo de dispersión con flujo de pistón o se escoge un número de compartimiento en serie para simular el cuerpo de agua.

b) Modelos de transporte y modelos de caja.

Modelos de transporte se refiere a la segmentación de ecosistemas en varias cajas, "completamente mezclados o agitados", de volumen e intercambios conocidos.

Intercambio entre compartimientos simulado por medio de dispersión en masa o flujo en contra corriente.

Modelos de transporte es útil en el modelaje del destino final de un contaminante, ya que al asumir agitación completamente se puede reducir el grupo de ecuaciones diferenciales parciales (en tiempo y espacio) a ecuaciones diferenciales ordinarias (en tiempo solamente).

Un compartimiento de flujo completamente mezclado (FCM) contiene una mezcla ideal de flujo la cual la turbulencia es tal que no existen gradientes de concentración dentro de un compartimiento, entonces se asume que $E_{x,y,z} = \infty$ y la ecuación III.38 se simplifica tomando la forma de la ecuación diferencial ordinaria para intercambio en contra corriente entre los compartimientos.

$$V_j \frac{dC_j}{dt} = \sum_{k=1}^n Q_{j,k} C_k + \sum_{k=1}^n Q'_{j,k} C_k - \sum_{k=1}^n Q_{k,j} C_j - \sum_{k=1}^n Q_{k,j} C_j - KC_j V_j \quad \text{Ecuación III.44}$$

Donde:

V_j = Volumen de un compartimiento j , L^3

C_j = Concentración dentro de un compartimiento j , M/L^3

t = Tiempo, T

n = Número de compartimientos adyacentes a j

$Q_{j,k}$ = Entrada de un compartimiento k al compartimiento j , L^3/T

C_k = Concentración del compartimiento k , M/L^3

Q = Flujo dispersivo (de intercambio) de k a j , L^3/T

$Q_{k,j}$ = Salida de j a K , L^3/T

$Q'_{k,j}$ = Flujo dispersivo (de intercambio) de j a k , L^3/T

K = Cte de velocidad de transportación de una pseudo-reacción de primer orden, T^{-1}

Adicionalmente: $Q'_{j,k} = Q'_{k,j}$ es una matriz simétrica con diagonal cero.

La ecuación anterior se puede escribir en términos de coeficientes de dispersión:

$$V_j \frac{dC_j}{dt} = \sum_{k=1}^n Q_{j,k} C_k + \sum_{k=1}^n Q'_{j,k} C_k - \sum_{k=1}^n Q_{k,j} C_j - \sum_{k=1}^n \frac{E'_{j,k} A_{j,k} (C_k - C_j)}{l_{j,k}} - k C_j V_j \quad \text{Ec. III.45}$$

En donde:

E' = Coeficiente de dispersión, L^2/T

$A_{j,k}$ = Área interfacial entre compartimientos j y k , L^2

$l_{j,k}$ = Distancia entre el punto medio del compartimiento, L

Se tiene entonces una ecuación diferencial de balance de masa por cada uno de los compartimientos j . El grupo de ecuaciones diferenciales ordinarias se resuelve simultáneamente por medio de métodos numéricos computacionales.

En el caso de corrientes y ríos: semejan sistemas de flujo de pistón unidimensional, es decir, que el agua esta completamente mezclada en la dirección lateral y vertical pero no hay mezcla en la dirección longitudinal.

En caso de un sistema de flujo de un pistón "ideal" el coeficiente de dispersión longitudinal es igual a cero ya que no ocurre agitación de retorno o avance.

5. Transporte en sedimentos.

a) Partición

Una sustancia química esta subdividida en fase disuelta y fase particulada y fase absorbida en función del coeficiente de partición sedimento en agua de la sustancia.

La relación adimensional de la concentración particulada esta dada por el producto del coeficiente de partición y la concentración del sólido suspendido, asumiendo equilibrio local:

$$\frac{C_p}{C} = K_p M \quad \text{Ecuación III.46}$$

Donde:

C_p = Concentración del químico particulado, $\mu g/l$

C = Concentración del químico disuelto $\mu\text{g}/\text{L}$

K_p = coeficiente de partición sedimento de agua, L/kg

M = Concentración de sólidos suspendido, kg/L

C_p y C se calculan en función de la concentración total, C_T

$$C_p = \frac{K_p M}{1 + K_p M} C_T \quad \text{Ecuación III.47}$$

$$C_p = \frac{1}{1 + K_p M} C_T \quad \text{Ecuación III.48}$$

C_p y C pueden ser calculados tanto para la columna de agua o para el lecho de sedimento: usando la concentración de los sólidos suspendidos en el agua (M) o en el lecho (M_b), teniendo en cuenta que :

$$M_b = \frac{M}{n} \quad \text{Ecuación III.49}$$

M_b = Concentración del lecho del sedimento, kg/L

n = Porosidad del lecho sedimentable.

Se diferencia entre:

Carga suspendida del sólido: velocidad de flujo * [sólidos suspendidos] (en kg/día ó Ton/día) y,

Carga sólida en el lecho: aquellas partículas que fluyen o salpican muy cerca del fondo del cuerpo de agua (corriente o no). Muchas formas disponibles.

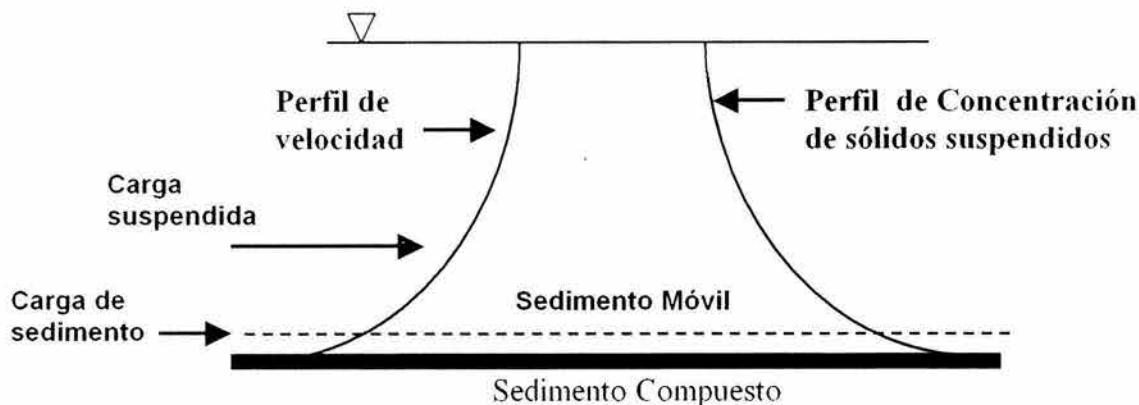


Figura III.11. Particionamiento

b) Sedimentación.

Las partículas sedimentables suspendidas y los químicos absorbidos, son transportados horizontalmente por la corriente a una velocidad promedio de la misma corriente.

También son transportados verticalmente con su velocidad promedio de sedimentación.

En el caso de partículas de tamaño de la arcilla, la sedimentación se da de acuerdo a la ley de Stokes en proporción a el cuadrado de un diámetro de la partícula y la diferencia entre las densidades entre el sedimento y el agua:

$$W = 8.64 \left(\frac{g}{18 \mu} \right) (\rho_s - \rho_w) ds^2 \quad \text{Ecuación III.50}$$

Donde:

W = Velocidad de caída de la partícula, ft/s

ρ_s = Densidad de la partícula sedimentable, 2-2.7 g/cm³

ρ_w = Densidad del agua, 1 g/cm³

g = Constante gravitacional, 981 cm/s²

ds = Diámetro de la partícula sedimentable, mm

μ = Viscosidad absoluta del agua, 0.01 g/cm.s (a 20°C)

El proceso en el cual una partícula alcanza el lecho y vuelva a resuspenderse ocasiona una diferenciación condicional como sedimentación neta:

Sedimentación Neta = Sedimentación - Resuspensión

En el caso del modelaje del destino final de un contaminante se aplica una constante de velocidad de sedimentación neta para incluir ambos procesos. Se calcula con la ecuación:

$$K_s = \frac{W}{H} - K_a \approx \frac{W}{H} \quad \text{Ecuación III.51}$$

Donde:

K_s = Cte de velocidad de sedimentación neta, T^{-1}

W = Velocidad promedio de caída de la partícula, L/T

H = Profundidad promedio, L

K_a = Cte de velocidad de resuspensión, T^{-1}

c) Resuspensión.

La resuspensión es difícil de calcular por el gran número de variables que aplica, sin embargo se asume que en condiciones de equilibrio:

$$\left[\begin{array}{l} \text{Sedimentación de} \\ \text{sedimento suspendido} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Representación} \\ \text{de sedimento} \end{array} \right]$$

$$W\bar{C} + E_s \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = 0 \quad \text{Ecuación III.52}$$

Donde:

W = Velocidad de sedimentación, L/T

E_s = Difusividad vertical del sedimento suspendido, L^2/T

C = Concentración del sedimento suspendido, M/L^3

d) Desorción de difusión.

Una sustancia química-absorbida puede ser desorbida del lecho sedimentable.

De igual forma una sustancia disuelta en agua puede ser absorbida por el lecho.

Ambos procesos pueden ser representados por medio del coeficiente de difusión y un gradiente de concentración.

En general los modelos de evaluación del transporte y las transformaciones deben incluir en el balance de masa procesos tales como:

- Advección
- Sedimentación
- Resuspensión
- Suspensión vertical (posible)
- Carga de sólidos o lecho (modelaje del fondo del cuerpo de agua)
- Desopción del lecho
- Adsorción de partículas adsorbidas en el agua
- Dispersión
- Reacciones de transformación

Simplificaciones:

- Desprecie la cinética de adsorción y dispersión asumiendo equilibrio local.
- Desprecie la carga de sólidos del lecho pues su efecto es menor comparado con el movimiento de lavado de sustancias adsorbidas del lecho.
- Bajo condiciones de equilibrio, la velocidad de sedimentación neta se asume para simplificar el transporte por sedimentación y resuspensión.

6) Modelos de Transporte Simples.

a) Sistemas de asignación completa "ideales".

Ejemplo de aplicación en río:

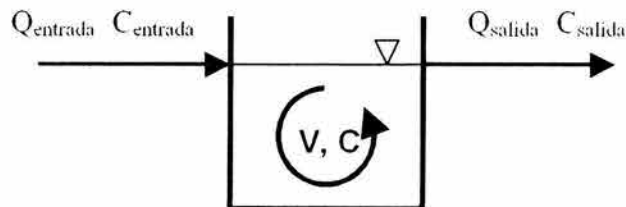


Figura III.12. Modelo de transporte simple

La concentración del químico en el río es uniforme (completamente mezclado ó agitado)

- La salida del río tiene una concentración C .
- La concentración es la misma en todo el interior del río.

Balance de masa:

$$\text{Variación de la masa dentro del río} = \text{Masa en la entrada} - \text{Masa en la salida} \pm \text{Masa con reacción del río}$$

Matemáticamente se expresa como:

$$\frac{\Delta(VC)}{\Delta t} = Q_{\text{entrada}} C_{\text{entrada}} - Q_{\text{salida}} C \pm rV \quad \text{Ecuación III.53}$$

Donde:

C_{entrada} = Concentración del químico de la entrada, M/L^3

C = Concentración del químico en el río y de la salida, M/L^3

Q_{entrada} = Velocidad de flujo volumétrico en la entrada, L^3/T

Q_{salida} = Velocidad de flujo volumétrico en la salida, L^3/T

V = Volumen del río, L^3

r = Velocidad de reacción, $M/L^3.T$

$+r$ = reacción de formación

$-r$ = reacción de consumo

t = tiempo

Si $\Delta t \rightarrow 0$, entonces se tiene la ecuación diferencial siguiente:

$$\frac{d(VC)}{dt} = Q_{\text{entrada}} C_{\text{entrada}} - Q_{\text{salida}} C \pm rV \quad \text{Ecuación III.54}$$

Para simplificar la ecuación se asume que:

- La concentración de entrada, C_{entrada} , es constante.
- La velocidad de flujo volumétrico dentro y fuera del río V es cte ($dV/dt = 0$)
- La velocidad de cambio de la concentración que ocurre dentro del río está gobernada por una reacción de primer orden.

($r = -kc$)

Sustituyendo las simplificaciones en la ecuación III.54 se tiene:

$$V \frac{dC}{dt} = Q_{\text{entrada}} C_{\text{entrada}} - QC - kCV \tag{Ecuación III.55}$$

La ecuación III.55 representa una ecuación de consumo de primer orden por un sistema de agitación completa.

Un caso de aplicación sería la respuesta de un derrame accidental de una substancia química a un río. La formulación del problema se hace utilizando una función de impulso (o delta), asumiendo que la descarga del químico ocurrió en un periodo de tiempo muy corto.

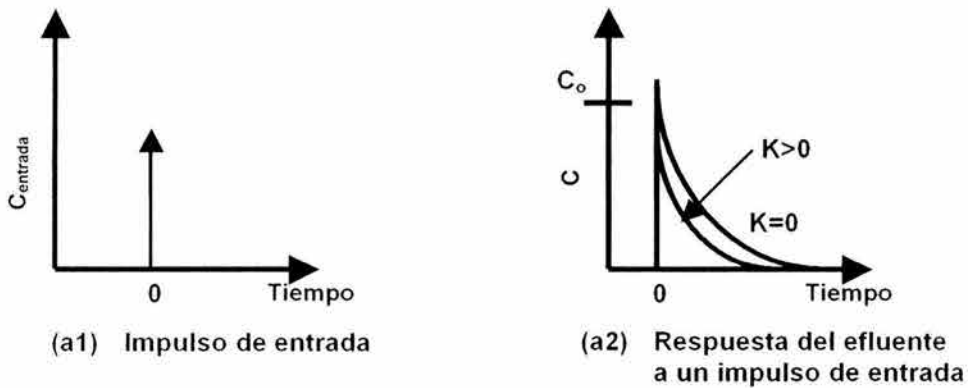


Figura III.13. Respuesta de un derrame accidental

En dicho caso las trazas es inyectadas instantáneamente al río como una entrada de impulso y entonces la ecuación III.55 se reduce a:

$$V \frac{dC}{dt} = -QC \tag{Ecuación III.56}$$

Dividida entre V se tiene:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{Q}{V} C = -\frac{C}{\tau} \tag{Ecuación III.57}$$

Donde $\tau = V/Q =$ Tiempo de rotación hidráulico promedio.

Considerando una condición inicial $C=C_0$ a $t=0$ entonces la ecuación III.57 se integra:

$$\int_{C_0}^C \frac{1}{C} dC = -\frac{1}{\tau} \int_0^t dt \tag{Ecuación III.58}$$

Integrado por este intervalo de tiempo $0 \rightarrow t$ se tiene la solución de la ecuación III.56:

$$C = C_0 e^{-\frac{t}{\tau}}$$

Ecuación III.59

En el caso de que una sustancia química reactiva sea derramada en el río, entonces la ecuación III.55 se reduce a:

$$V \frac{dC}{dt} = -QC - kCV$$

Ecuación III.60

Resolviendo en forma similar a la anterior se tiene:

$$C = C_0 e^{-\left(\frac{k+1}{\tau}\right)t}$$

Ecuación III.61

En la grafica la curva con $k=0$ representa la respuesta a una sustancia no reactiva $k>0$ o una sustancia reactiva.

La respuesta a una descarga continuará al río, como es el caso de un residuo proveniente del municipio o de una industria también puede ser representada por la ecuación III.55 y tendría la solución:

$$\frac{dC}{dt} + \left(\frac{1}{\tau} + k\right)C = \frac{C_{\text{entrada}}}{\tau}$$

Ecuación III.62

La ecuación representa una ecuación diferencial lineal no-homogénea de primer orden:

Gráficamente la respuesta a una descarga continua, estaría representada de la forma:

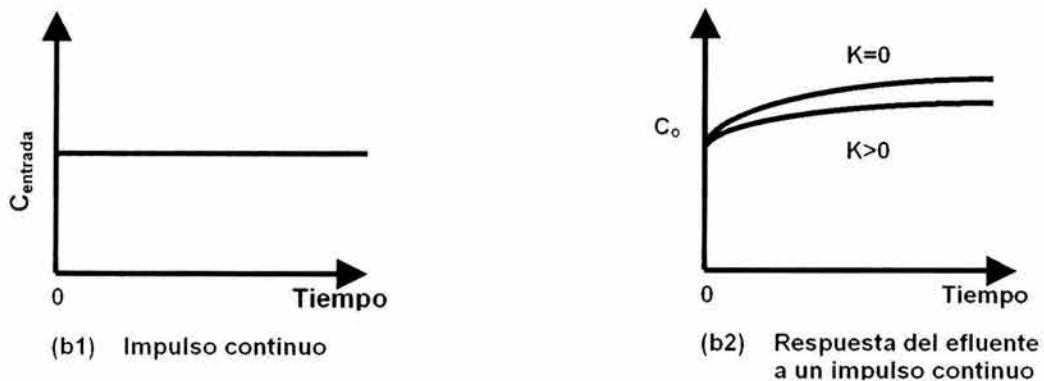


Figura III.14. Respuesta de una descarga discontinua

Si solo se requiere la concentración en el equilibrio, entonces la solución de la ecuación III.62, puede ser obtenida al asumir que el cambio de la ecuación es cero ($dC/dt = 0$)

La ecuación en el estado de equilibrio sería entonces:

$$C_{ss} = \frac{QC_{\text{entrada}}}{Q + kV} = \frac{Q_{\text{entrada}}}{1 + k\tau} \quad \text{Ecuación III.63}$$

Donde:

C_{ss} = Concentración en el estado de equilibrio (M/L^3)

Cuando se requiere el cambio de concentración con respecto al tiempo, entonces la solución de la ecuación III.62 resuelta en una ecuación diferencial lineal de primer orden de la forma generalizada:

$$y' = P(x)y = g(x) \quad \text{Ecuación III.64}$$

Y con la solución general:

$$y = y_0 e^{-P_1(t)} + e^{-P_1(t)} \int_0^t e^{[P_1(t)]} g(t) dt \quad \text{Ecuación III.65}$$

Donde:

$$P_1(t) = \int P(t) dt \quad \text{Ecuación III.66}$$

De tal forma que la solución a la ecuación III.62 esta representada por la ecuación integral:

$$C = C_0 e^{-\left(\frac{k+1}{\tau}\right)t} + e^{-\left(\frac{k+1}{\tau}\right)t} \int_0^t e^{\left(\frac{k+1}{\tau}\right)t} \frac{C_{\text{entrada}}}{\tau} dt \quad \text{Ecuación III.67}$$

Integrando la ecuación anterior en el intervalo de 0 a t se obtiene:

$$C = C_0 e^{-\left(\frac{k+1}{\tau}\right)t} + \frac{C_{\text{entrada}}}{k\tau + 1} \left(1 - e^{-\left(\frac{k+1}{\tau}\right)t} \right) \quad \text{Ecuación III.68}$$

El primer término de la ecuación representa desaparición de la concentración inicial mientras que el segundo término representa la forma de concentración debido a una entrada continua de la substancia.

Si en la ecuación anterior t se acerca al infinito, entonces representa el estado de equilibrio.

Si se tiene un número de ríos presentes en serie, los cuerpos de agua pueden ser analizados colectivamente.

En la figura III.15 se presenta una serie de ríos consistentes de n con volúmenes iguales y en completa agitación.

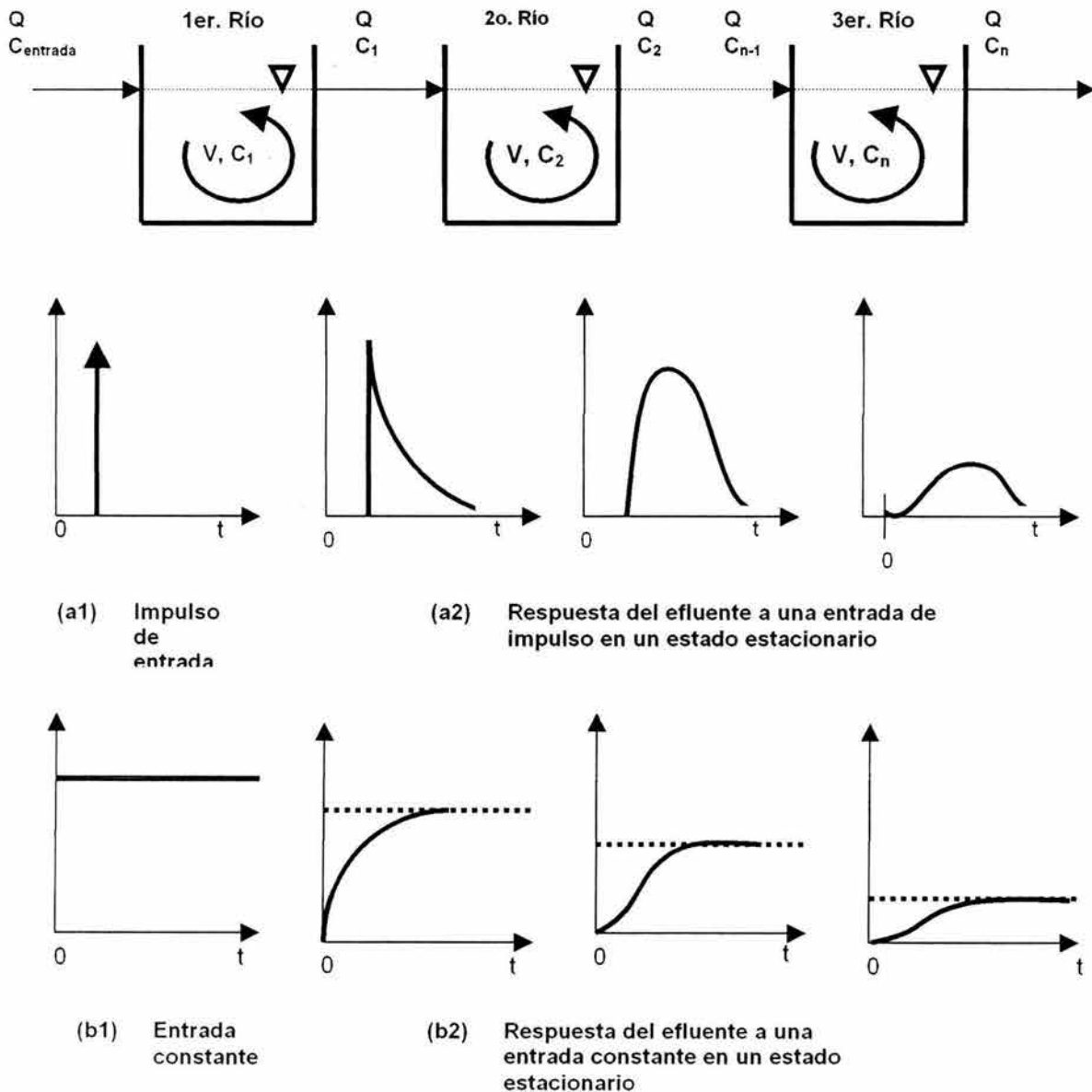


Figura III.15. Representación de un serie de ríos consistentes de n volúmenes iguales y en completa agitación.

Los balances de masa para los dos primeros ríos se tiene:

$$V \frac{dC_1}{dt} = QC_{\text{entrada}} - QC_1 - kC_1V \quad \text{Ecuación III.69}$$

$$V \frac{dC_2}{dt} = QC_1 - QC_2 - kC_2V \quad \text{Ecuación III.70}$$

Para n ríos sería:

$$V \frac{dC_n}{dt} = QC_{n-1} - QC_n - kC_nV \quad \text{Ecuación III.71}$$

La solución analítica para n ríos en el estado de equilibrio esta dada por:

$$C_n = \frac{C_n}{(1 + k\tau)^n} \quad \text{Ecuación III.72}$$

Donde τ es el tiempo de retención de cada río individual.

La fórmula general para n ríos en serie con una entrada continua de sustancias sería:

$$C_n = \frac{C_{i(t)}}{(n-1)!} \left(\frac{t}{\tau}\right)^{n-1} e^{-\left(\frac{t}{\tau}\right)} \quad \text{Ecuación III.73}$$

En donde τ es el tiempo de retención de un río individual ($\tau=V/Q$)

En el caso de que el río a un reactor sea segmentado en n compartimentos entonces la respuesta en el efluente a la entrada de impulso de una sustancia no reactiva estaría dada por:

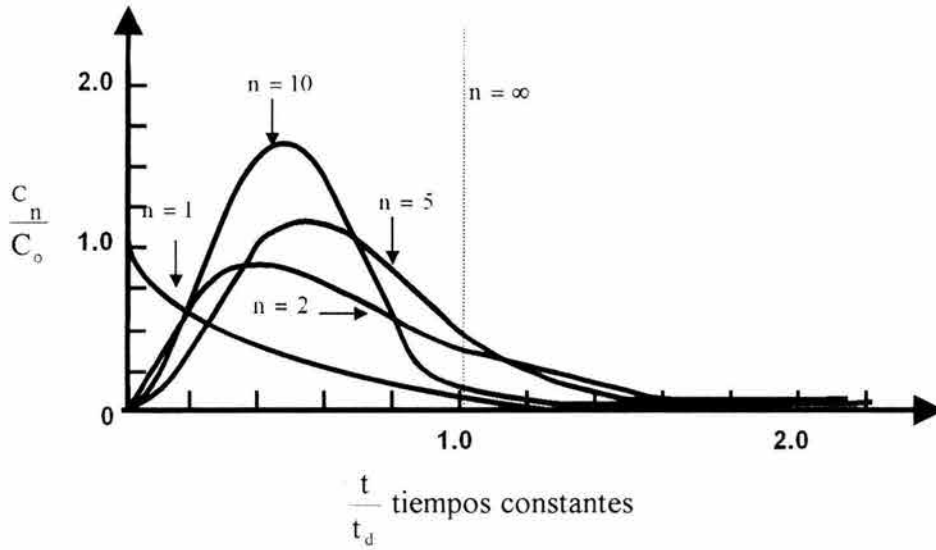


Figura III.16. Respuesta en el efluente a la entrada de un impulso de una sustancia no reactiva

$$C_n = \frac{C_0 n^n}{(n-1)!} \left(\frac{t}{\tau}\right)^{n-1} e^{-\frac{nt}{\tau}} \tag{Ecuación III.74}$$

Donde τ^{-1} es el tiempo de retención en el volumen total del río o reactor ($\tau^{-1} = V_{total} / Q$)

C_0 = concentración inicial si la sustancia entra a todo el río ($C_0 = M / V_{total}$).

La respuesta en el efluente respecto al número de compartimentos se observa en la figura III.17:

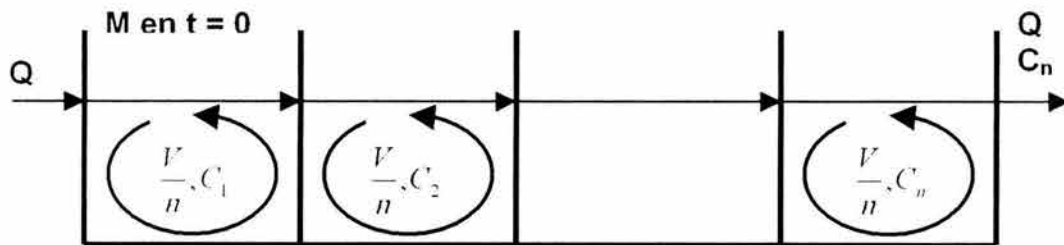


Figura III.17. Respuesta en el efluente respecto al número de compartimento

entre mayor sea el número de compartimentos mayor será la tendencia hacia las condiciones de flujo de pistón.

b) Sistemas de flujo de pistón

Un río se puede tomar como ejemplo de sistemas de flujo de pistón:

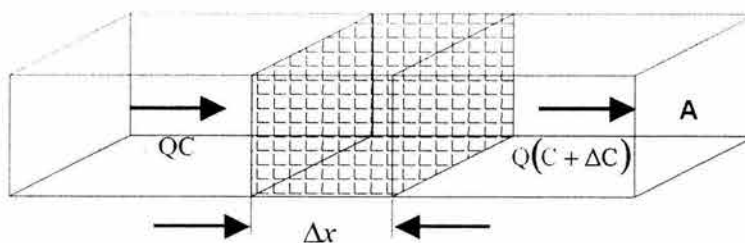


Figura III.18. Sistema de flujo pistón

Suposiciones:

- 1.- La masa de agua fluye río abajo, sería agitación longitudinal (como un pistón)
- 2.- Agitación instantánea ocurre solo en direcciones lateral y vertical.
- 3.- Se asume un modelo unidimensional.

El balance de masa se desarrolla alrededor de un volumen incremental:

$$\frac{\Delta(VC)}{\Delta t} = QC - Q(C + \Delta C) - kCV \quad \text{Ecuación III.75}$$

Donde:

$$V = A\Delta x, L^2L$$

$$A = \text{Área transversal}, L^2$$

$$\Delta X = \text{Incremento de un grosor finito de la corriente}, L$$

$$\Delta t = \text{intervalo de tiempo}, T$$

$$k = \text{velocidad de reacción de consumo de primer orden}, T^{-1}$$

La ecuación general esta dada por:

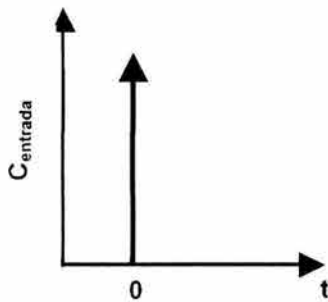
$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - kC = -u \frac{\partial C}{\partial x} - kC \quad \text{Ecuación III.76}$$

Con $u = Q/A =$ Velocidad promedio.

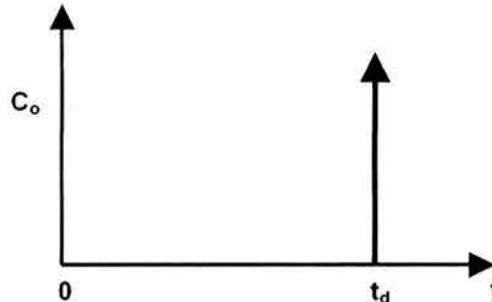
La solución de la ecuación III.75 en el equilibrio esta dada por:

$$C = C_o e^{\left(\frac{-kx}{u}\right)} \quad \text{Ecuación III.77}$$

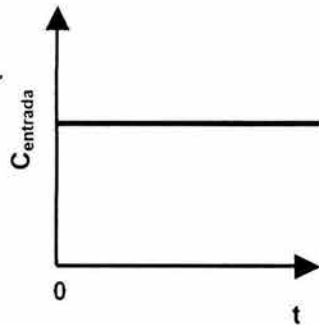
Los perfiles de entrada y respuesta para el sistema de flujo de pistón se pueden observar de la siguiente grafica.



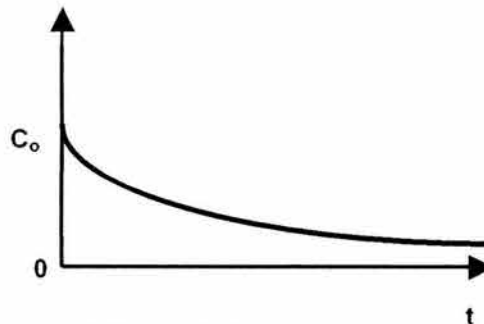
(a1) Entrada de impulso



(a2) Movimiento de un pistón de un conservativo localizado aguas arribas



(b1) Entrada continua



(b2) Perfil de un estado conservativo de un reactivo químico

Figura III.19. Esquema de un flujo pistón con entradas y perfiles de respuestas

Sistemas de advección-dispersión (flujo de pistón con dispersión)

Un estanco se puede considerar como ejemplo. El balance de masa se escribe alrededor de un incremento de un volumen de control pequeño y finito:

$$\text{Acumulación} = \begin{matrix} \text{Entrada} \\ \text{por} \\ \text{transporte} \\ \text{de} \\ \text{advección} \end{matrix} + \begin{matrix} \text{Entrada} \\ \text{por} \\ \text{transporte} \\ \text{de} \\ \text{dispersión} \end{matrix} - \begin{matrix} \text{Salida por} \\ \text{transporte} \\ \text{en} \\ \text{advección} \end{matrix} - \begin{matrix} \text{Salida por} \\ \text{transporte} \\ \text{en} \\ \text{dispersión} \end{matrix} \pm \text{Reacciones}$$

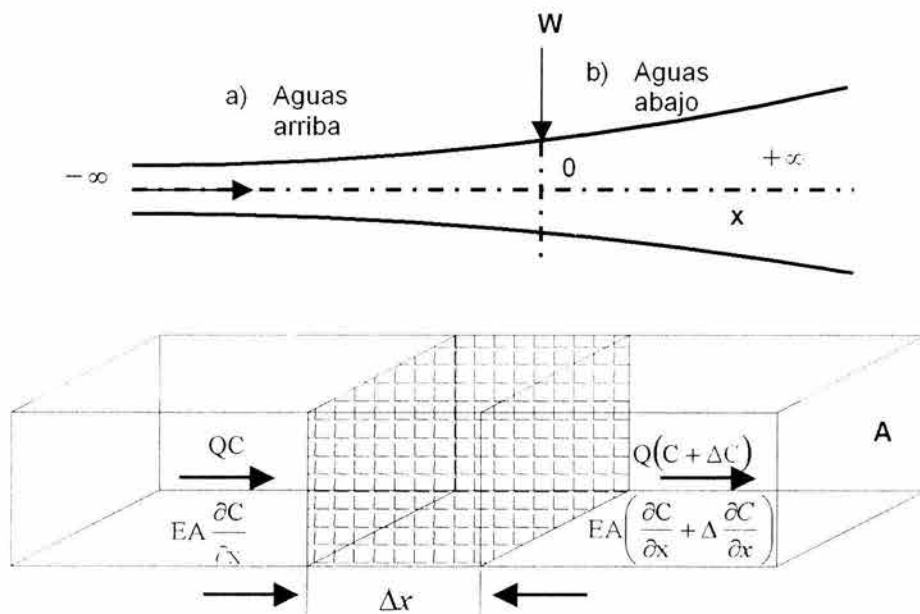


Figura III.20. Sistema de advección-dispersión (flujo de pistón con dispersión)

El balance de masa sobre un intervalo de tiempo infinitesimal para un volumen diferencial, $A\Delta x$, esta dado por:

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = \left[QC + \left(-EA \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] - \left\{ Q(C + \Delta C) + \left[-EA \left(\frac{\partial C}{\partial x} + \Delta \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] \right\} - kCV \tag{Ec. III.78}$$

Donde:

$$V = \Delta x, L^2L$$

E = Coeficiente de dispersión, L^2/T

K = Coeficiente de una reacción de primer orden, $1/T$

La ecuación de estado de equilibrio para un estuario se obtiene por simplificación de la ecuación III.78 e igualando el lado izquierdo a cero

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = 0 \text{ entonces:}$$

$$0 = E \frac{d^2 C}{dx^2} - u \frac{dC}{dx} - kC \tag{Ecuación III.79}$$

La ecuación III.79 es una ecuación diferencial lineal, ordinaria, homogénea de segundo orden con una solución en la forma:

$$y = Be^{gx} + De^{jx} \tag{Ecuación III.80}$$

Donde: B y D son constantes de integración obtenidas a partir de las condiciones limitantes, g y j son raíces positivas y negativas respectivamente.

La solución de la ecuación III.80. Se obtiene al dividir el estuario en dos secciones (río arriba y río abajo) a partir del punto de descarga del químico. En el segmento río arriba de las condiciones limitantes son: BC1: Lejos del punto de descarga de la concentración se acerca a cero:

$$C = 0 \text{ en } X = -\infty$$

Bajo dichas condiciones se tiene:

$$D = 0 \text{ y } C = B \exp(gx)$$

BC2: La concentración en el punto de descarga es C_0 :

$$C = C_0 \text{ en } x = 0 \text{ de tal forma que } B = C_0$$

Por lo tanto la concentración en el segmento río arriba está dada como:

$$C_o = C_o e^{gx} = C_o e^{\left[\frac{ux}{\partial E} (1+M)\right]} \tag{Ecuación III.81}$$

Las condiciones limitantes en el segmento río abajo serían:

BC1: Lejos del punto de descarga la concentración se acerca a cero.

$$C = 0 \text{ en } x = +\infty$$

Bajo estas condiciones se tiene:

$B = 0$ y $C = D \exp(jx)$

BC2: En el punto de descarga de la concentración es cero:

$C = C_o$

Bajo dichas condiciones:

$D = C_o$

Por lo tanto la concentración en el segmento río abajo esta dado por:

$$C_b = C_o e^{kx} = C_o \left[\frac{uX}{\partial E} (1 - M) \right] \tag{Ecuación III.82}$$

La respuesta a una entrada constante de substancia esta dada en la siguiente figura III.21:

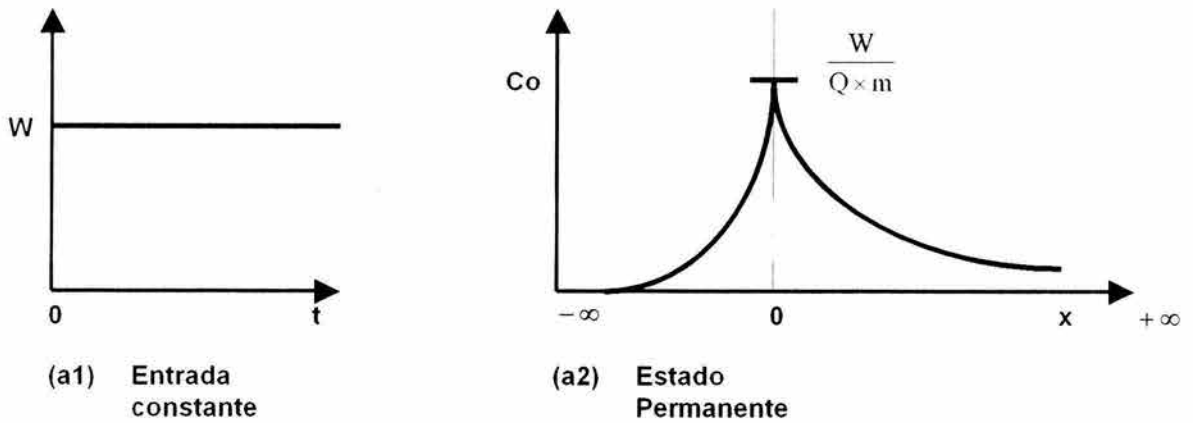


Figura III.21. Sistema de advección-dispersión y entrada de un reactivo con características de estado permanente.

La solución final se minimiza de la siguiente manera:

$$C = C_o e^{kx} \quad \text{en } x \leq 0 \tag{Ecuación III.83}$$

$$C = C_o e^{-kx} \quad \text{en } x \geq 0 \tag{Ecuación III.84}$$

Donde:

$$C_o = \frac{W}{MQ} \tag{Ecuación III.85}$$

$$g, j = \frac{U}{\partial E} (1 \pm m) \quad \text{Ecuación III.86}$$

$$m = \sqrt{1 + \frac{4kE}{U^2}} \quad \text{Ecuación III.87}$$

III.3 CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN Y DILUCIÓN

Asimilación

Es la acción de degradación de la materia orgánica mediante procesos microbianos.

Capacidad de asimilación

Es la propiedad que tiene un cuerpo receptor para aceptar materia orgánica biodegradable medida como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), sin que la concentración de este parámetro en el cuerpo de agua, rebase en ningún lugar y momento un límite máximo permisible de acuerdo al uso.

Dilución

Disminución de la concentración de contaminantes que se da por efecto del mezclado de descargas o afluentes con un cuerpo receptor, tomando como base el balance de masa.

Capacidad de dilución

Es la propiedad que tiene un cuerpo receptor para diluir contaminantes hasta concentraciones que no excedan en ningún lugar y momento un límite máximo permisibles de acuerdo al uso.

La capacidad de asimilación y dilución de una corriente se definen de la siguiente manera: Capacidad de Asimilación: Es la concentración máxima, en mg/L, que puede tomar un parámetro para un uso determinado; dicho límite en general está dado por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89). Capacidad de dilución: Es la carga de un contaminante, en kg/día, que puede recibir un cuerpo receptor, adicional a las aportaciones provenientes de las descargas de aguas residuales que actualmente tiene, sin que exceda en ningún lugar, la concentración máxima admisible del contaminante.

La determinación de la capacidad de asimilación y dilución se hace con base en los resultados que se obtienen del modelo al ser éste calibrado.

La capacidad de dilución de contaminantes se estima con base en un balance de masa, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$D = \frac{Q_d C_d + Q_a C_a}{Q_a + Q_d}$$

Ecuación III.88

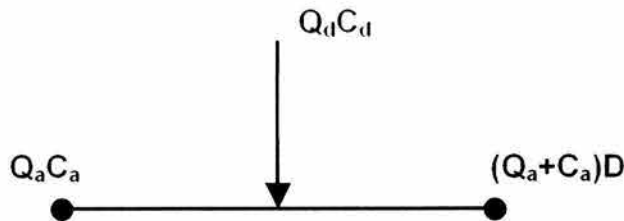


Figura III.22 Descarga de agua residual en un punto de la corriente

Donde:

D = dilución de los contaminantes de un afluente o descarga, en la corriente principal, mg/L.

Q_d = flujo del afluente o descarga al río, l/s.

C_d = concentración del contaminante del afluente o descarga, mg/L.

Q_a = flujo de la corriente principal inmediatamente antes de la entrada del afluente o descarga, l/s.

C_a = Concentración del contaminante en la corriente principal inmediatamente antes del afluente o descarga, mg/L.

Asimilación: Es la cantidad de materia orgánica biodegradable, en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO, en mg/L, que es asimilada por los microorganismos presentes en el agua. De lo anterior la Capacidad de Asimilación se puede definir como la diferencia entre el valor máximo del contaminante en una determinada sección del río y el valor límite máximo permisible de ese contaminante de acuerdo al uso del recurso establecido.

$$n = C_1 - C_m$$

Donde:

n = Capacidad de asimilación de la corriente, mg/l.

C_1 = Concentración máxima permisible del contaminante en la corriente de acuerdo al uso (CE-CCA o valor normativo).

C_m = Concentración máxima del contaminante en la corriente.

III.4 Descripción del modelo de calidad del agua.

Para conservar y mejorar la calidad de los cuerpos de agua, se fijan a los responsables de descargas de aguas residuales, límites máximos de concentración de contaminantes, por medio del establecimiento de condiciones de descarga. La Norma Oficial Mexicana, NOM-001 ECOL/1996, establece de manera general estos límites; sin embargo, en algunos casos, o bien, para algunos de los parámetros de calidad del agua regulados, la norma puede ser insuficiente. Para tener la certeza de que los límites establecidos serán suficientes para alcanzar las metas de calidad propuestas para el cuerpo de agua, y de que las fuertes inversiones en infraestructura, y posteriormente en la operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento requeridas, darán los resultados esperados, se requiere de estudios profundos y particulares para cada cuerpo de agua, con el propósito de conocer su real situación actual, y el impacto de las descargas en su calidad, y con ello tener elementos bien fundamentados para elegir apropiadamente estrategias y acciones correctivas para el saneamiento de la corriente, o la implantación de medidas preventivas para conservar y mejorar su calidad.

Estos estudios deben estar sustentados en la simulación del comportamiento de los contaminantes en el agua, para garantizar que sean realistas y útiles. La forma más accesible para realizar una simulación de la calidad del agua, es emplear modelos que involucren los principales parámetros de interés sanitario y ambiental.

Los resultados del uso de un modelo proporcionan solo una representación aproximada de las condiciones reales y, mientras mayor precisión se requiera, mayor será el número de elementos que deben agregarse al modelo, con las consiguientes complicaciones debidas principalmente al costo de la información requerida. Desde luego, el modelo debe considerar las principales entradas y salidas de materia y energía al sistema.

A través de la simulación se puede predecir los efectos en la calidad de un cuerpo de agua que se van a presentar a causa de las diferentes descargas de aguas residuales presentes o proyectadas, los efectos de eliminar descargas o bien de reducir las cargas de contaminantes en descargas o en corrientes tributarias, así como el efecto de modificar el gasto que fluye en la corriente, por ejemplo, por el establecimiento del Gasto Ecológico. De esta manera se obtienen valiosos elementos de juicio que van a sustentar la toma de decisiones en relación con un programa de la calidad de agua.

QUAL2E incluye además la producción y el consumo de oxígeno por la actividad de las algas, la solubilidad en función de la presión barométrica y la remoción por oxidación del nitrógeno amoniacal en el proceso de nitrificación, así como la demanda bioquímica de oxígeno de los sedimentos.

Además, QUAL2E simula otros parámetros distintos al oxígeno disuelto que pueden o no estar relacionados con él, por ejemplo, la demanda bioquímica de oxígeno, temperatura; nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos, fósforo orgánico y soluble, algas (como clorofila), coliformes fecales y componentes conservativos. Mientras más parámetros puedan ser simulados por un modelo, mayor es su utilidad en programas de calidad del agua, siempre que su calibración esté soportada por una base de datos adecuada y confiable.

El modelo QUAL2E, desarrollado por la U.S. Environmental Protection Agency, es la herramienta utilizada en este trabajo, para la simulación de la calidad del agua de las corrientes. Algunas de sus características que lo hacen apto para los fines que aquí se persiguen, son:

- Se puede simular los principales parámetros de la calidad del agua: oxígeno disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno, nutrientes, organismos coliformes, y adicionalmente, un componente no conservativo y hasta tres componentes conservativos.
- Está diseñado para simular diferentes escenarios, estrategias alternativas o complementarias para conservar y mejorar la calidad del agua de corrientes superficiales.
- Permite evaluar la capacidad de asimilación y dilución de contaminantes del cuerpo receptor.
- Se pueden incluir múltiples descargas de aguas residuales y aprovechamientos.
- Incluye módulos para modelar fenómenos físicos, como la dilución de contaminantes por la adición de agua y la dilución de oxígeno en el agua a través del proceso de reaeración.
- El modelo se calibra con los parámetros medidos en la corriente, para representar la calidad del agua para cada sistema o río en particular.

La modelación y la simulación realizada en este estudio tienen como base fundamental la información generada a través de campañas de monitoreo y aforo, realizadas por la Comisión Nacional del Agua, esto es, los parámetros y gastos determinados en campo y en laboratorio, en cada una de estas campañas.

El modelo puede simular los siguientes parámetros de calidad de agua, en cualquier combinación: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura, algas (como clorofila *a*), nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitritos, nitrógeno de nitratos, fósforo orgánico, fósforo disuelto, coliformes, un componente no conservativo adicional y tres componentes conservativos.

Se asumen las siguientes condiciones:

- La corriente está bien mezclada.
- Los principales mecanismos de transporte, convección y dispersión, son significativos sólo a lo largo de la dirección principal del flujo (eje longitudinal de la corriente o canal).

El modelo está limitado para la simulación en periodos durante los cuales, tanto el flujo de la corriente en el río como la carga de desechos son constantes. Modelando en estado estacionario se puede estudiar el impacto de descargas (magnitud, calidad y localización) en la calidad del agua de la corriente. En conjunción con un programa de muestreo de campo, puede usarse para identificar la magnitud y las características de calidad de descargas de fuentes no puntuales.

Los parámetros de calidad del agua que se pueden simular con el modelo, pueden ser conservativos y no conservativos. Los primeros se representan con gran sencillez en la simulación, puesto que la cantidad de materia permanece constante en el tiempo y en la distancia, al no intervenir en reacciones que modifiquen su estado químico o físico, y se resuelven por medio de un simple balance de materia de cada punto o segmento donde haya extracción o incorporación de agua, ejemplos de este tipo de parámetros son cloruros y sólidos suspendidos fijos.

Los parámetros no conservativos son los que modifican su estado inicial por intervenir en reacciones biológicas o en ciclos bioquímicos. Presentan complicaciones y menor precisión al ser simulados, puesto que sus tasas de velocidad de cambio normalmente son aproximaciones a las condiciones reales, ya que se asumen condiciones de estado estacionario. Su comportamiento se representa con ecuaciones de primer orden y, por necesidades de simplificación, no siempre se toma en cuenta todos los mecanismos que intervienen en su evolución. Por ello, deberá tenerse en mente que los resultados de una simulación de este tipo de parámetros van a diferir, en cierta medida, de las condiciones reales.

El primer paso en el modelado del sistema es subdividirlo en tramos o segmentos que tienen características hidráulicas uniformes. Cada tramo se divide a su vez en elementos computacionales de igual longitud.

Por su ubicación, se pueden considerar siete tipos de elementos: elemento inicial, elemento estándar, elemento situado aguas arriba de una confluencia, elemento de confluencia, elemento final en el sistema, elemento de entrada o tributario, y elemento de salida o aprovechamiento.

Elemento inicial.- Se utiliza un elemento inicial en el origen del colector principal y en el origen de las corrientes tributarias, que también se van a simular por tramos.

Elemento estándar.- Estos elementos son los que no califican en ninguno de los otros seis tipos de elementos. La única entrada permitida en un elemento estándar son incrementos de flujo por fuentes dispersas, como son aportaciones del acuífero y afluentes pequeños o intermitentes que no se incluyen explícitamente como corrientes tributarias en el modelo.

Elemento situado aguas arriba de una confluencia.- Con este nombre se designa al elemento sobre la corriente principal que se encuentra justamente aguas arriba de la confluencia de una corriente tributaria formalmente simulada, y por lo tanto, también dividida en elementos diferenciales y tramos.

Elemento final en el sistema. Este es el último elemento computacional de la corriente principal.

Elemento de entrada.- Este elemento representa una descarga.

Elemento de salida. Elemento que representa un aprovechamiento.

Los tramos del río, que se representan como conjuntos de elementos, son la base de la entrada de datos. Para todos los elementos computacionales dentro de un tramo, tanto los datos hidráulicos como los coeficientes de velocidad de reacción, condiciones iniciales e incrementos de flujo, se consideran constantes.

El modelo tiene las siguientes restricciones: 25 tramos como máximo, 20 elementos computacionales por tramo o un total de 250, 7 elementos iniciales, 6 elementos de confluencia, y 25 elementos de descarga o aprovechamiento.

El modelo está constituido por un conjunto de módulos o subrutinas; cada uno de ellos realiza cálculos específicos de los fenómenos involucrados, mediante la solución de ecuaciones diferenciales a través de métodos numéricos y generan o reproducen las condiciones que se presentarían a lo largo de los ríos, esto es, los perfiles de concentración de los principales parámetros de calidad del agua, bajo los escenarios simulados.

El modelo está escrito en FORTRAN 77 y estructurado como un programa principal soportado por 51 subrutinas. La figura III.23 ilustra las relaciones funcionales entre el programa principal y las subrutinas.

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

Este proceso conlleva a la división del prototipo en elementos discretos de un tamaño compatible con los objetivos para los que el modelo debe servir, definiendo estos elementos de acuerdo a reglas geométricas simples y considerando el modo en que se conectan física o funcionalmente, como parte integral de un todo.

En la figura III.24 se muestra un tramo de la corriente (n) que ha sido dividido en subtramos o elementos computacionales de longitud Δx . Para cada elemento en el balance hidráulico se considera el flujo que entra por la cara aguas arriba del elemento (Q_{i-1}), las fuentes externas o aprovechamientos (Q_{xi}) y el flujo saliente (Q_i) a través de la cara aguas abajo del elemento.

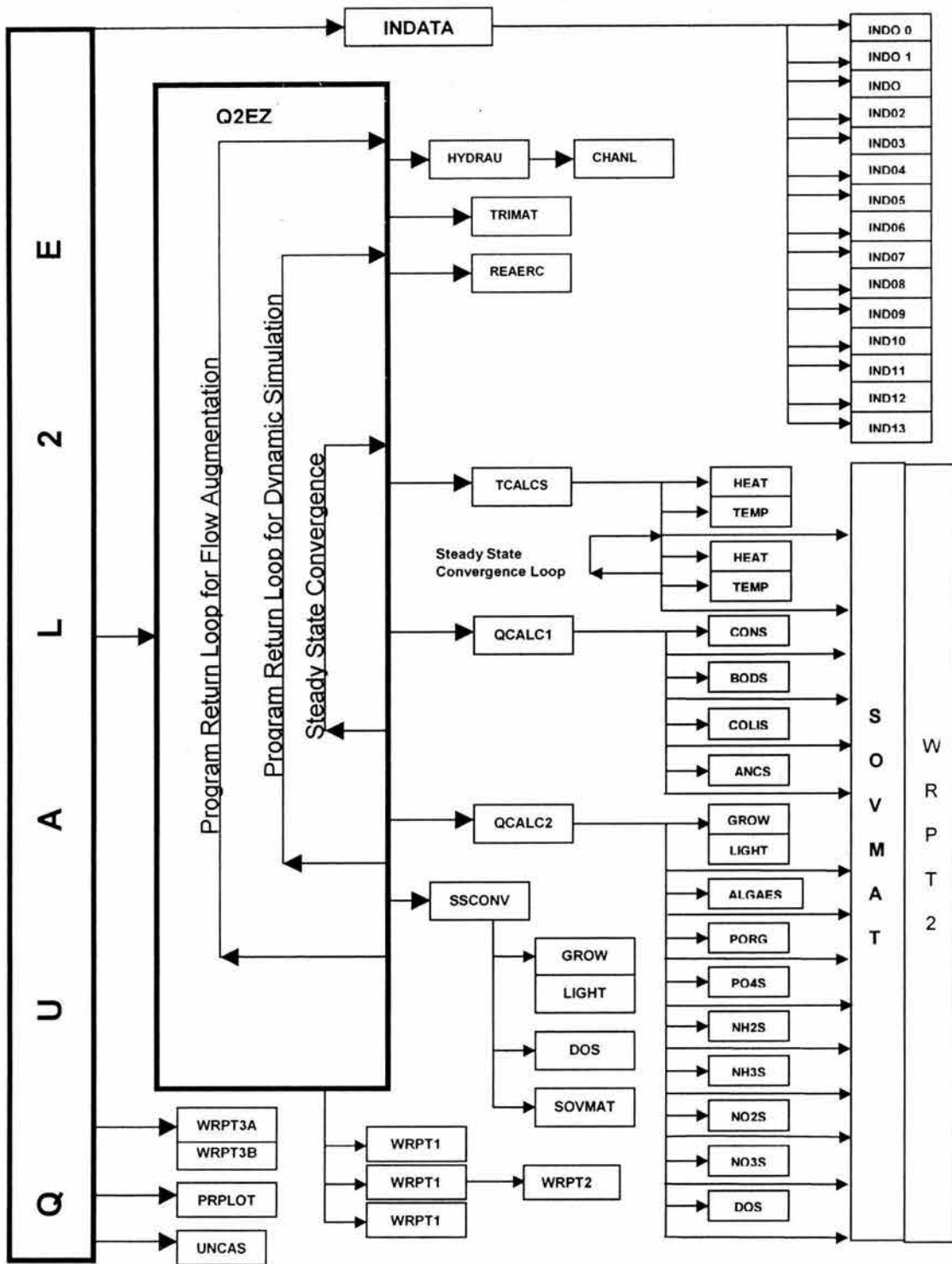


Figura III.23. Relaciones funcionales entre el programa principal y las subrutinas.

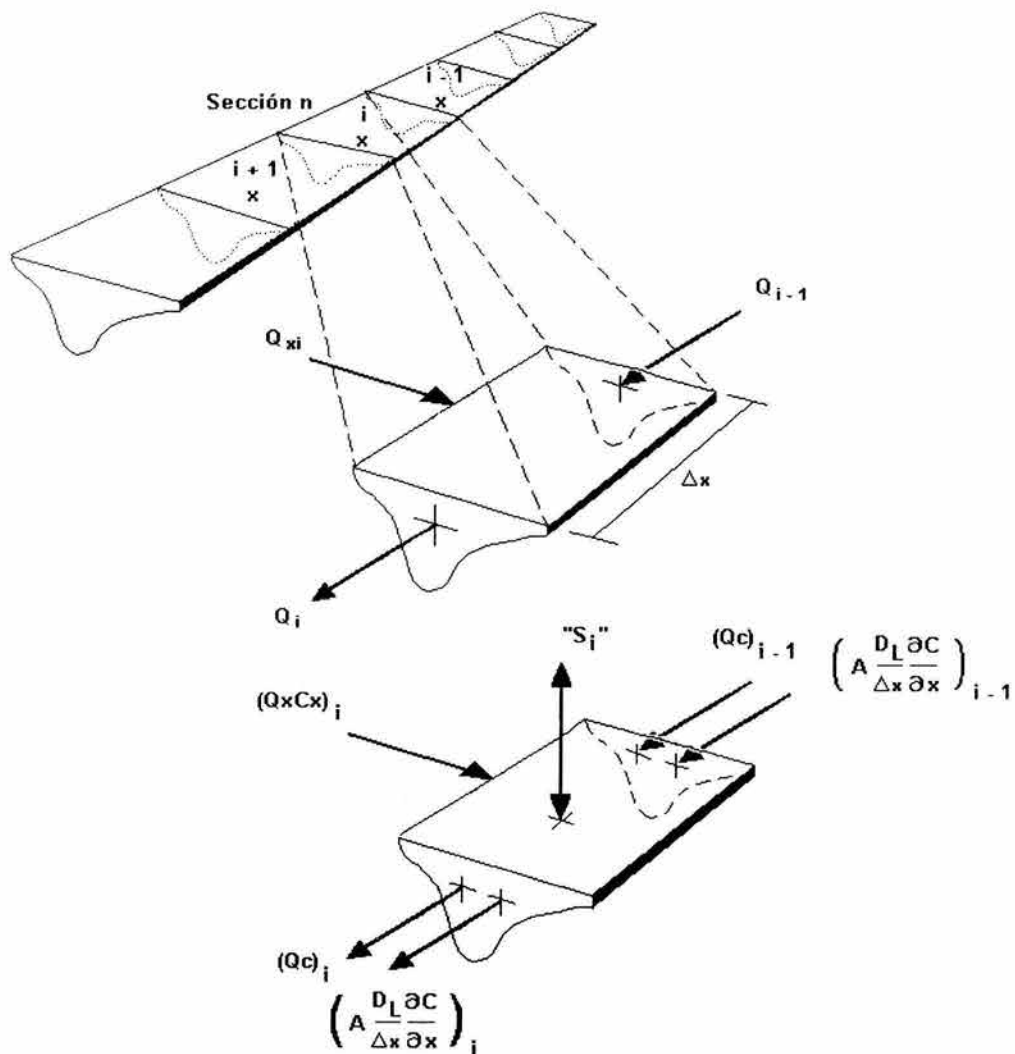


Figura III.24. Sistema diferencial de la corriente.

De manera similar, para el elemento, se puede escribir un balance de materiales para cualquier componente C. En el balance de materiales se considera tanto transporte de masa (QC) como dispersión, $\left(A \frac{D_L}{\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \right)$, conforme la masa se mueve a lo largo del eje de la corriente. La masa puede removerse y añadirse del sistema vía fuentes y aprovechamientos externos ($Q_x C_x$), y también, puede ser añadida y removida vía fuentes y sumideros internos (S_i), tales como fuentes bénticas y transformaciones biológicas.

La corriente se conceptualiza como una cadena de reactores completamente mezclados (elementos computacionales) que están ligados secuencialmente, uno a otro, vía los mecanismos de transporte y dispersión. Los grupos secuenciales de estos reactores se definen como tramos en los cuales los elementos computacionales tienen las mismas propiedades hidrogeométricas (pendiente de la corriente, sección transversal de canal, rugosidad, etc.) y constantes de velocidad biológica (velocidad de consumo de DBO, velocidad de fuentes bénticas, velocidad de sedimentación de algas, etc.). En la figura III.25 se muestra como una corriente puede representarse conceptualmente por el agrupamiento de tramos y elementos computacionales.

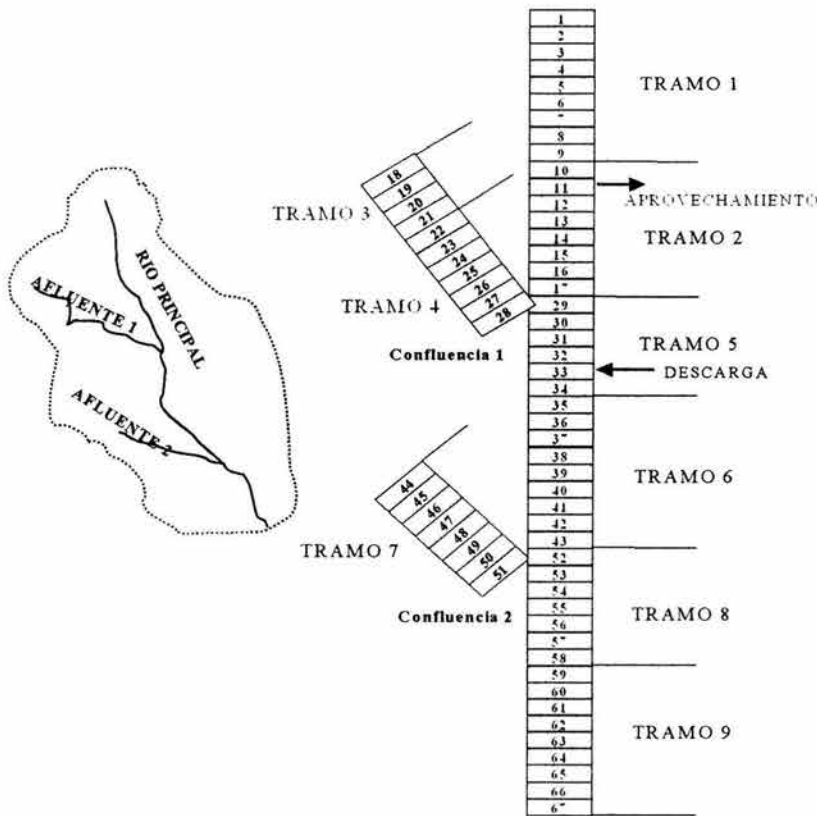


Figura III.25. División de la corriente en elementos computacionales y tramos.

La ecuación básica del modelo es la ecuación de transporte de masa, que se integra numéricamente en tiempo y espacio para cada parámetro de calidad del agua. Esta ecuación incluye los efectos de convección, dispersión, dilución, reacciones de los componentes e interacciones, y fuentes y sumideros.

Para todo componente C, esta ecuación puede escribirse como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right) dx - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dc}{dt} + s \quad \text{Ecuación III.89}$$

Donde:

- M = Masa (M).
- x = Distancia (L).
- t = Tiempo (T).
- C = Concentración (ML⁻³).
- A_x = Área de sección transversal (L²).
- D_L = Coeficiente de dispersión (L²T⁻¹).
- \bar{u} = Velocidad media (LT⁻¹).
- s = Fuentes externas o sumideros (MT⁻¹)

Como M = VC, se puede escribir

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (VC)}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad \text{Ecuación III.90}$$

Donde:

V = A_x dx = incremento de volumen (L³)

Si consideramos que el flujo en la corriente es estacionario, esto es,

$\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$, entonces el término $\frac{\partial V}{\partial t} = 0$ y la ecuación III.91 resulta:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{Ecuación III.91}$$

combinando las ecuaciones III.89 y III.91 y reorganizando se tiene que:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V}$$

Ecuación III.92

Los términos del lado derecho de la ecuación representan, respectivamente, dispersión, convección, cambios en los componentes y fuentes/sumideros externos y dilución. El término $\frac{dC}{dt}$ se refiere sólo a cambios en los componentes como aumento y consumo, y

no deben confundirse con el término $\frac{\partial C}{\partial t}$, el gradiente local de concentraciones. Este último incluye el efecto de los cambios en los componentes, así como dispersión, convección, fuentes/sumideros y diluciones.

Bajo condiciones de estado estacionario, la derivada local es cero; en otras palabras:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

Ecuación III.93

Los cambios que ocurren a los componentes individuales o partículas, independientemente de la convección, dispersión, y entradas de aguas residuales, están definidos por:

$$\frac{dC}{dt} = \text{cambios en los componentes individuales}$$

Ecuación III.94

Estos cambios incluyen las reacciones químicas y biológicas y las interacciones que ocurren en la corriente. Ejemplos de estos son reaeración, respiración y fotosíntesis de algas y decaimiento de coliformes.

Hidráulica de la corriente.- El programa considera que el régimen hidráulico de la corriente es estado estacionario; esto es, $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$, por lo tanto, el balance hidrológico para un elemento computacional puede escribirse simplemente como (figura III.24):

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = (Q_x)_i \quad \text{Ecuación III.95}$$

Donde $(Q_x)_i$ es la suma de los afluentes externos y aprovechamientos para dicho elemento.

Coeficientes de descarga.- Una vez que la ecuación III.95 se ha resuelto para Q , las otras características hidráulicas de los segmentos de la corriente pueden determinarse con ecuaciones de la forma:

$$\bar{v} = a Q^b \quad \text{Ecuación III.96}$$

$$A_x = \frac{Q}{\bar{v}} \quad \text{Ecuación III.97}$$

$$d = \alpha Q^\beta \quad \text{Ecuación III.98}$$

Donde a , b , α y β son constantes empíricas, y d es la profundidad de la corriente. Estas constantes pueden determinarse generalmente de las curvas de relación etapa- descarga.

Alternativamente, si las propiedades de la sección transversal del segmento de la corriente están disponibles como una función de la profundidad, d , \bar{v} puede obtenerse alternativamente como una función de la descarga, por la solución por ensayo y error de la ecuación de Manning:

$$Q = \frac{1.486}{n} A_x R_x^{2/3} S_e^{1/2} \quad \text{Ecuación III.99}$$

Donde:

A_x = Área de sección transversal del canal, ft².

R_x = Radio hidráulico efectivo medio, ft.

n = Coeficiente de rugosidad de Manning (generalmente de 0.010 a 0.10).

S_e = Pendiente de la línea del gradiente de energía (adimensional).

Q = Gasto, ft³/s.

El valor para \bar{v} se determina de la Ecuación III.100.

Dispersión longitudinal.- La dispersión es básicamente un mecanismo de transporte convectivo. El término dispersión se usa generalmente para el transporte asociado con la variación espacial de la velocidad promedio, el término difusión se reserva para el transporte asociado principalmente con las fluctuaciones en la velocidad promedio en el tiempo.

Taylor, obtuvo una ecuación predictiva para el coeficiente de dispersión longitudinal, D_L , en tubos rectos largos:

$$D_L = 10r_0u^*, \text{ ft}^2/\text{s} \quad \text{Ecuación III.101}$$

donde r_0 es el radio del tubo y u^* es la velocidad cortante promedio definida como:

$$u^* = \sqrt{\tau_0/\rho}, \text{ ft/s} \quad \text{Ecuación III.102}$$

Donde :

τ_0 = Esfuerzo cortante en la frontera, lb/ft², y
 ρ = Densidad del fluido, lb-s²/ft⁴

Algunos investigadores han intentado aplicar la ecuación de Taylor para flujo de corrientes. Tales aplicaciones son sólo aproximaciones debido a la diferencia entre la distribución de velocidades en el flujo en la corriente y en la tubería.

Elder¹⁰, consideró que sólo el gradiente de velocidad vertical es importante en el flujo en la corriente y desarrolló una expresión análoga a la de Taylor:

$$D_L = Kdu^* \quad \text{Ecuación III.103}$$

Donde d es la profundidad media de la corriente, ft². Elder usó un valor de 5.93 para K en esta ecuación.

Otros investigadores han obtenido expresiones similares para D_L , y han encontrado que es extremadamente sensible a los perfiles de velocidad lateral. La ecuación de Elder, sin embargo, funciona adecuadamente en situaciones unidimensionales, donde el canal no es demasiado amplio. Para canales muy amplios, Fisher, demostró que la razón de la mitad del ancho entre la profundidad, es la escala dominante y que, por lo tanto, es importante para la definición del coeficiente de dispersión longitudinal. Las ecuaciones ecuación III.101 y III.103 pueden escribirse en términos de la ecuación de Manning y otras variables características para el flujo en canales.

Como ejemplo, para flujo en un canal abierto en estado estacionario.

$$u^* = C\sqrt{RS_e} \quad \text{Ecuación III.104}$$

Donde:

C = Coeficiente de Chezy.
 R = Radio hidráulico.
 S_e = Pendiente del gradiente de energía.

El coeficiente de Chezy está dado por:

$$C = \frac{R^{1/6}}{n} \quad \text{Ecuación III.105}$$

donde n es el coeficiente de rugosidad de Manning tabulado para diferentes tipos de canales, tabla III.1:

Tabla III.1. Valores del coeficiente de rugosidad de Manning

Tipo de río o canal	n
Bien definidos y rectos	0.025 - 0.030
Sinuosos con remansos y bancos arenosos	0.033 - 0.040
Muy débil, sinuoso y grande	0.075 - 0.150
Aluviales, bien definidos y rectos	$0.031 \bar{d}^{1/6}$ \bar{d} = diám.-75 tamaño en pies; = diámetro para el cual, el 75% de las partículas son menores a él.

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

$$S_e = \left(\frac{\bar{v}n}{1.486R^{2/3}} \right)^2 \quad \text{Ecuación III.106}$$

Donde \bar{v} es la velocidad media. Substituyendo las ecuaciones III.104, III.105 y III.106 en la ecuación III.103, y haciendo $R = d$, para un canal amplio se obtiene la expresión:

$$D_L = 3.82K\bar{v}n\bar{d}^{5/6} \quad \text{Ecuación III.107}$$

Donde :

D_L = Coeficiente de dispersión longitudinal, ft^2/s .

K = Constante de dispersión (adimensional).

n = Coeficiente de rugosidad de Manning (adimensional).

\bar{v} = Velocidad media, ft/s .

d = Profundidad media, ft .

Fisher proporciona valores típicos para los coeficientes de dispersión, D_L , y los valores para la constante de dispersión, K .

Aumento de flujo.- Cuando la concentración de oxígeno disuelto en una corriente cae por debajo de un nivel objetivo requerido, como por ejemplo, el valor establecido como Criterio Ecológico de Calidad del Agua para la Protección de Vida Acuática, 5 mg/L, es posible elevar esta concentración aumentando el flujo de la corriente. La cantidad de flujo necesaria para lograr que las concentraciones de oxígeno disuelto alcancen los criterios requeridos, se calcula usando la relación:

$$DO_R = DO_T - DO_{\min} \quad \text{Ecuación III.108}$$

y

$$Q_R = Q_c \left[\frac{DO_R}{DO_T} + 0.15 \left(\frac{DO_R}{DO_T} \right)^2 \right] \quad \text{Ecuación III.109}$$

Donde:

DO_R = Concentración de oxígeno disuelto requerido para mantener las condiciones objetivo, mg/L.

DO_T = Nivel objetivo de oxígeno disuelto, mg/L.

DO_{\min} = Concentración mínima de oxígeno disuelto (nivel crítico) en la curva de consumo de oxígeno, mg/L.

Q_R = Aumento de flujo requerido, ft³/s.

Q_c = Flujo en el punto crítico en la curva de consumo de oxígeno, ft³/s.

El modelo aumenta el flujo de la corriente después de que se han alcanzado las condiciones de estado estacionario, compara la concentración de oxígeno disuelto simulado con el nivel objetivo previamente especificado en cada tramo. Si esta concentración está por debajo del nivel objetivo, el programa identifica las fuentes corriente arriba que el usuario ha especificado con propósitos de dilución, y añade agua equitativamente de todas estas fuentes. Entonces se repiten los cálculos de oxígeno disuelto. Este proceso prosigue hasta que el nivel objetivo se satisface.

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

En este modelo se incluye las interacciones mayores: ciclos de nutrientes, producción de algas, demanda béntica de oxígeno, captación de oxígeno carbonoso, aeración atmosférica y sus efectos sobre el comportamiento del oxígeno disuelto.

En la figura III.26, las flechas indican la dirección de la progresión normal del sistema en un ambiente moderadamente contaminado; las direcciones pueden ser reversibles en algunas circunstancias para algunos componentes. Por ejemplo, bajo condiciones de sobresaturación de oxígeno, que puede ocurrir como resultado de la fotosíntesis de algas,

el oxígeno podría desabsorberse, esto es, fluir en dirección opuesta a la trayectoria indicada.

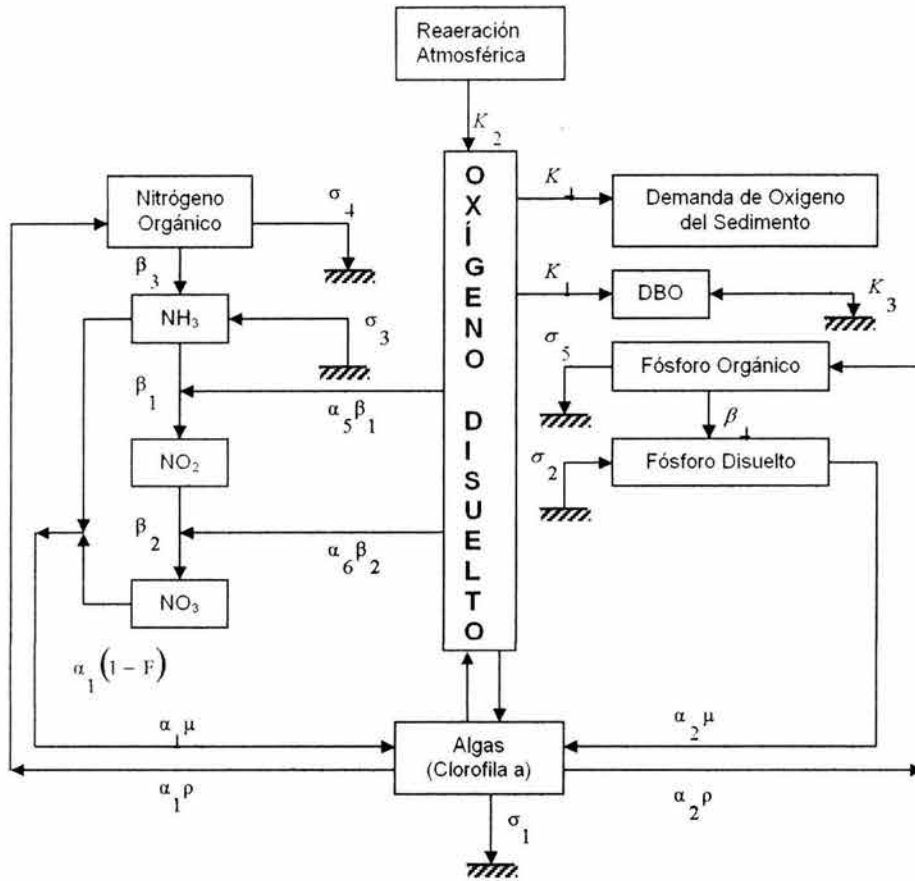


Figura III.26. Principales interrelaciones de los contaminantes en QUAL2E.

Los coliformes y los componentes no conservativos adicionales se modelan con decaimiento no conservativo y no interactúan con otros. Los conservativos, por supuesto, ni decaen ni interactúan de ningún modo con otros componentes.

A continuación se presentan las relaciones matemáticas que describen estas reacciones individuales e interacciones entre los componentes.

Clorofila.- En el modelo se considera que la clorofila es directamente proporcional a la concentración de biomasa de algas fitoplanctónicas. Para los propósitos de este modelo la biomasa de algas se convierte a clorofila por la simple relación:

$$\text{Chl } \underline{a} = \alpha_0 A \quad \text{Ecuación III.110}$$

Donde :

Chl \underline{a} = Concentración de clorofila \underline{a} , μ g-Chl \underline{a} /L.

A = Concentración de biomasa de algas, mg - A/L.

α_0 = Factor de conversión, μ g-Chl \underline{a} /mg - A.

La ecuación diferencial para el crecimiento y la producción de algas (clorofila \underline{a}) se formula de acuerdo a las siguientes relaciones:

$$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d} A \quad \text{Ecuación III.111}$$

Donde :

A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

t = Tiempo, d⁻¹.

μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d⁻¹.

ρ = Coeficiente de velocidad de respiración de algas, d⁻¹.

σ_1 = Coeficiente de velocidad de sedimentación de algas, dependiente de la temperatura, ft/d.

d = Profundidad promedio, ft.

En el modelo se usa un parámetro simple de velocidad de respiración, ρ , para representar tres procesos: (a) la respiración endógena de algas, (b) la conversión de fósforo de algas a fósforo orgánico, y (c) la conversión de nitrógeno de algas a nitrógeno orgánico.

La velocidad específica de crecimiento de algas, μ , depende de la disponibilidad de la luz y de los nutrientes requeridos (nitrógeno y fósforo).

El programa tiene la capacidad de modelar las interacciones entre estos factores limitantes de tres diferentes maneras.

En una primera opción, las expresiones cinéticas para representar los efectos del nitrógeno, el fósforo y la luz, se multiplican para determinar los efectos netos sobre la velocidad de crecimiento de las algas. Esta opción tiene como base biológica los efectos multiplicativos de los procesos enzimáticos involucrados en la fotosíntesis.

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} (FL) (FN) (FP) \quad \text{Ecuación III.112}$$

Donde:

$\mu_{m\acute{a}x}$ = Velocidad específica máxima de crecimiento de algas, d^{-1} .

FL = Factor de restricción de crecimiento de algas por efecto de luz.

FN = Factor de restricción de crecimiento de algas por efecto de nitrógeno.

FP = Factor de restricción de crecimiento de algas por efecto de fósforo.

En una segunda opción, la velocidad local de crecimiento de algas es limitada por la luz y por nitrógeno o fósforo, pero no ambos. Así, los efectos nutriente/luz son multiplicativos, pero los efectos nutriente/nutriente son alternados.

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} (FL) \text{Min} (FN, FP) \quad \text{Ecuación III.113}$$

En esta opción, la velocidad de crecimiento de algas es controlada por el nutriente con el menor factor de restricción de crecimiento.

Como un compromiso entre las dos opciones anteriores, en el modelo se incluye una modificación de la forma intuitiva sugerida por Scavia y Park. En esta opción, el factor limitante de nutrientes se calcula como el promedio de los recíprocos inversos de los factores individuales de restricción de crecimiento por efecto de nitrógeno y fósforo, esto es:

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} (FL) \left[\frac{2}{\frac{1}{FN} + \frac{1}{FP}} \right] \quad \text{Ecuación III.114}$$

En este caso, la velocidad de crecimiento de algas se controla por una relación multiplicativa entre la luz y los nutrientes, pero las interacciones nutriente/nutriente se representan por una media armónica.

Por otro lado, la velocidad de la fotosíntesis se incrementa cuando aumenta la intensidad de la luz hasta un máximo llamado valor de saturación. A altas intensidades de luz, algunas expresiones para el cálculo de esta velocidad exhiben fotoinhibición, mientras que en otras se muestra que la actividad fotosintética se mantiene en un valor máximo.

El programa reconoce tres opciones para calcular el factor limitante para el crecimiento de algas, FL en las ecuaciones III.112, III.113 y III.114. Los efectos de atenuación de luz

sobre la velocidad de crecimiento de algas puede simularse usando el método de saturación media de Monod, la función de Smith, o la ecuación de Steel.

Método de saturación media de Monod. En esta opción, el factor limitante para el crecimiento de algas por luz está definido por la expresión de Monod :

$$FL_z = \frac{I_z}{K_{LM} + I_z} \quad \text{Ecuación III.115}$$

Donde:

FL_z = Factor de atenuación de crecimiento de algas por efecto de la luz a intensidad I_z .

I_z = Intensidad de la luz a profundidad (z), Btu/ft²-h.

K_{LM} = Coeficiente de saturación media, por efecto de la luz, Btu/ft²-h.

z = Profundidad, ft.

Método de la función de Smith. En esta opción el factor limitante del crecimiento de algas por efecto de la luz, incluye los efectos de segundo orden de la intensidad de la luz:

$$FL_z = \frac{I_z}{\left(K_{LS}^2 + I_z^2\right)^{\frac{1}{2}}} \quad \text{Ecuación III.116}$$

Donde:

K_{LS} = Intensidad de la luz que corresponde al 71% de la velocidad máxima de crecimiento, Btu/ft²-h.

Los otros términos se definen igual que en la ecuación III.115.

Método de la ecuación de Steel. En esta opción se incorpora una función exponencial para modelar el efecto de fotoinhibición sobre la velocidad de crecimiento de algas.

$$FL_z = \left(\frac{I_z}{K_{LE}}\right) \exp\left(1 - \frac{I_z}{K_{LS}}\right) \quad \text{Ecuación III.117}$$

Donde:

K_{LE} = Intensidad de saturación de luz en la cual la velocidad de crecimiento de algas es máxima, Btu/ft²-h

los otros términos se definen igual que en la ecuación III.115.

Todas las expresiones en función de la luz, ecuaciones III.115, III.116 y III.117, expresan el valor de FL para una capa ópticamente delgada. En el modelo, la fotosíntesis ocurre a través de la profundidad de una columna de agua. La intensidad de la luz varía con la profundidad de la columna de acuerdo a la ley de Beer:

$$I_z = I \exp(-\lambda z) \quad \text{Ecuación III.118}$$

I_z = Intensidad de luz a una profundidad (z), Btu/ft² - h.

I = Intensidad de luz en la superficie, Btu/ft² - h.

λ = Coeficiente de extinción de luz, ft⁻¹

z = Profundidad variable, ft

Cuando la ecuación III.118 se sustituye en las ecuaciones III.115, III.116 y III.117 y se integra sobre la profundidad del flujo para obtener el factor de atenuación de luz a profundidad promedio. Las expresiones resultantes por las tres opciones son:

Saturación media:

$$FL = (1 / \lambda d) \ln \left[\frac{[K_{LM} + I]}{K_{LM} + I e^{-\lambda I}} \right] \quad \text{Ecuación III.119}$$

K_{LM} = Intensidad de la luz en la cual la velocidad de crecimiento es el 50% de la velocidad de crecimiento máxima.

Función de Smith

$$FL = (1 / \lambda d) \ln \left[\frac{I / K_{LS} + \left(1 + (I / K_{LS})^2\right)^{\frac{1}{2}}}{(I / K_{LS}) e^{-\lambda d} + \left(1 + (I / K_{LS})^2 e^{-\lambda d}\right)^{\frac{1}{2}}} \right] \quad \text{Ecuación III.120}$$

K_{LS} = Intensidad de la luz en la cual la velocidad de crecimiento es 71% de la velocidad de crecimiento máxima.

Ecuación de Steel

$$FL = \frac{2.718}{\lambda d} \left[e - \left(e^{-\lambda d (I / K_{LE})} \right) - e^{-I / K_{LE}} \right] \quad \text{Ecuación III.121}$$

Donde:

K_{LE} = Intensidad de la luz en la cual la velocidad de crecimiento es igual a la velocidad de crecimiento máxima, Btu/ft²-h.

FL = Factor de atenuación de crecimiento de algas por luz, a profundidad promedio.

λ = Coeficiente de extinción de la luz, ft⁻¹

d = Profundidad de flujo, ft.

I = Intensidad de la luz en la superficie, Btu/ft²-h.

El uso de la función de Smith es preferible al método de saturación media, si los efectos de fotoinhibición no son importantes. Las formas matemáticas de las ecuaciones III.115,

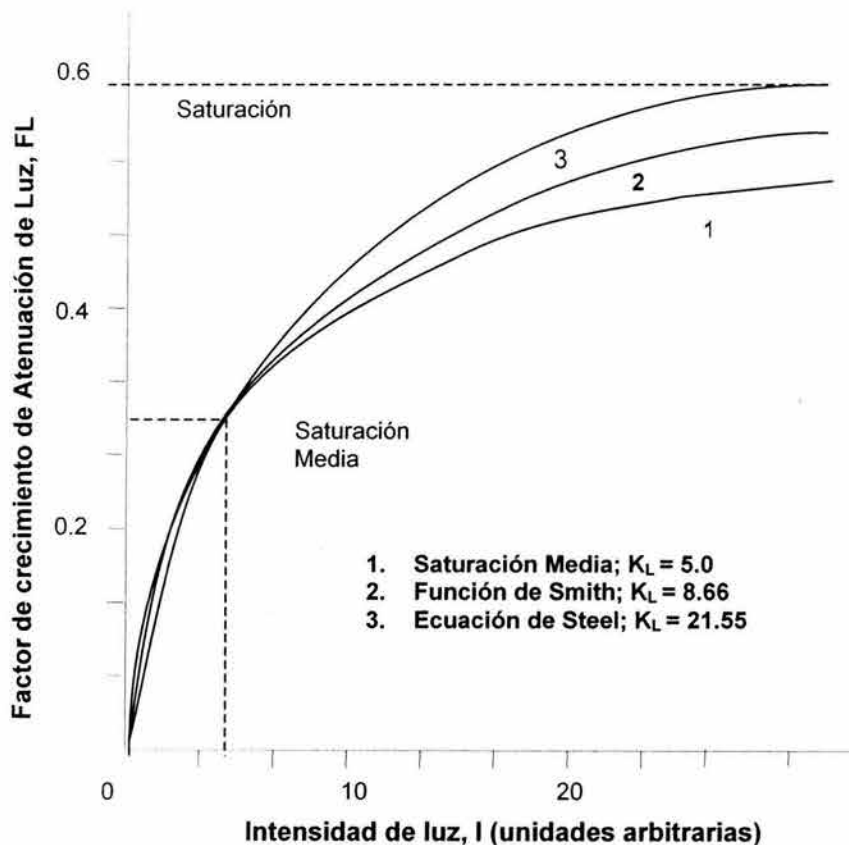
III.116 y III.117 se comparan gráficamente en la figura III.27. Las tres ecuaciones tienen un parámetro simple, K_L ; sin embargo, este se define de manera diferente en cada ecuación. En la misma figura los valores de K_L están seleccionados para que cada curva pase a través de un punto común, a saber, $FL = 0.5$ a $I = 5$ unidades de intensidad (esto es una razón de saturación media igual a 5 unidades de intensidad de la luz).

La simulación de algas en estado estacionario requiere el cálculo de un valor promedio de FL , el factor de restricción de crecimiento por la luz, sobre el ciclo diurno.

Hay cuatro opciones en el programa para calcular este promedio. Las opciones se basan en la combinación de situaciones que tiene que ver con dos factores:

- La fuente de los datos de radiación solar usados en el cálculo, esto es, si se suministraron externamente por el usuario o se calcularon internamente con base en la temperatura del balance de energía.
- La forma de obtener promedios, esto es, si se promediaron los valores FL de cada hora, o se usa un valor promedio diario diurno de radiación solar para estimar el valor medio de FL .

Las cuatro opciones para promediar la luz diurna se dan a continuación. En cada caso se usa como ejemplo la función de saturación media.



Opción 1. FL se calcula a partir de un valor de radiación solar promedio durante la luz del día, calculado en el balance de calor, a la temperatura de estado estacionario.

$$FL = AFACT * f * FL_1 \quad \text{Ecuación III.122}$$

$$FL_1 = \frac{1}{\lambda d} \ln \left[\frac{K_{LM} + I_{alg}}{K_{LM} + I_{alg} e^{-\lambda d}} \right] \quad \text{Ecuación III.123}$$

$$\bar{I}_{alg} = TFACT * \bar{I}_{temp} \quad \text{Ecuación III.124}$$

Donde:

FL = Factor de restricción de crecimiento de algas por la luz, ajustado para horas luminosas y método promedio.
 $AFACT$ = Factor promedio para la luz, para proporcionar similitud entre los cálculos usando un valor promedio simple de la radiación solar y los cálculos usando los promedios de los valores de cada hora de FL

f = Fracción de las horas luminosas del día.

FL_1 = Factor de restricción de crecimiento por luz, con base en la intensidad de la luz promedio durante el día iluminado.

λ = Coeficiente de extinción de la luz, ft^{-1} .

d = Profundidad media de la corriente, ft .

K_{LM} = Coeficiente de saturación media, por la luz, Btu/ft^2-h .

I_{alg} = Intensidad promedio de luz fotosintéticamente activa, Btu/ft^2-h .

$TFACT$ = Fracción de radiación solar que es activa fotosintéticamente, calculada a la temperatura del balance de calor.

I_{temp} = Intensidad de luz promedio durante el día iluminado, calculada a la temperatura del balance de calor, Btu/ft^2-h .

Opción 2. FL se calcula a partir de un valor de radiación solar promedio durante la luz del día, suministrado externamente por el usuario. Los cálculos requeridos para obtener FL en la opción 2, son los mismos que para la opción 1, excepto que el valor de I_{alg} se calcula directamente del dato de la radiación solar fotosintéticamente activa proporcionado por el usuario:

$$I_{alg} = I_{tot} / N \quad \text{Ecuación III.125}$$

Donde:

I_{tot} = Radiación solar fotosintéticamente activa diaria total, Btu/ft^2 .

N = Número de horas luminosas del día, h .

Tanto I_{tot} y N son proporcionadas por el usuario como datos de entrada. Las ecuaciones III.125, III.123 y III.122 se utilizan para encontrar el valor de FL . Se considera el valor de

I_{tot} como la radiación fotosintéticamente activa, por lo que el factor $TFACT$ no se usa en la opción 2.

Opción 3. FL se obtiene promediando los valores de FL de cada hora durante el día iluminado que son calculados de los valores de cada hora de radiación solar, a la temperatura del balance de energía en estado estacionario:

$$FL = f * FL_2 \tag{Ecuación III.126}$$

$$FL_2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{1}{\lambda d} \left[\frac{K_L + I_{alg,i} i}{K_L + I_{alg,i} e^{-\lambda d}} \right] \tag{Ecuación III.127}$$

$$I_{alg,i} = TFACT * I_{temp,i} \tag{Ecuación III.128}$$

Donde:

- FL_2 = Promedio de N valores de FL de cada hora, con base en los valores de cada hora de la intensidad de luz ($I_{alg,i}$).
- $I_{alg,i}$ = Valores de cada hora de la intensidad de la luz fotosintéticamente activa, Btu/ft²-h.
- $I_{temp,i}$ = Valores de cada hora de la intensidad de luz calculada a la temperatura del balance de energía en estado estacionario, Btu/ft²-h.

Los demás términos se definen igual a los definidos en las ecuaciones III.122, III.123, III.124 y III.125.

Como FL promedio, calculado en la opción 3, es un promedio de los valores variables, diurnos, de FL , el factor $AFACT$ no se utiliza en los cálculos.

Opción 3. FL se obtiene promediando los valores de FL de cada hora, durante la luz del día, que son calculados de los valores de la radiación solar de cada hora, calculados de un sólo valor total de la radiación solar, fotosintéticamente activa y de una función coseno. Los cálculos requeridos para obtener FL son los mismos de la opción 3, excepto que los valores de $I_{alg,i}$ se calculan de una función coseno especificada internamente:

$$I_{alg,i} = I_{tot} / N \left(1 - \frac{\cos 2\pi i}{N+1} \right), \quad i = 1, N \tag{Ecuación III.129}$$

Como en el caso de la opción 2, tanto I_{tot} y N son datos proporcionados por el usuario. Las ecuaciones III.129, III.127, y III.126, se usan para calcular el valor de FL . Como el valor de I_{tot} especificado por el usuario se considera fotosintéticamente activo, el factor $TFACT$ no se usa en la opción 4.

Se utilizan tres factores empíricos en la formulación de las cuatro opciones para promediar el efecto de la luz, la función coseno diurna, *AFACT* y *TFACT*.

AFACT es el factor de ajuste para considerar el promedio no lineal inherente en el cálculo del valor promedio diario de *FL*. Para las simulaciones descritas, un valor razonable de *AFACT* es 0.92, con un intervalo de 0.85 a 0.98.

TFACT es la fracción de la radiación solar total fotosintéticamente activa. Cuando se realiza la simulación de algas, es importante que el valor de la intensidad de la luz y el coeficiente de saturación de luz, K_L , estén en unidades de radiación fotosintéticamente activa, *PAR*. Como en el balance de energía se calcula la radiación total sobre un amplio espectro, este valor debe ser ajustado a *PAR* si se va a utilizar en la simulación de algas. La razón de energía en la banda visible (*PAR*) a la energía en el espectro completo (estándar) es aproximadamente 0.43 a 0.45. *TFACT* es una variable de entrada del usuario; así puede usarse un valor para mantener las condiciones específicas del sitio.

En la simulación de algas a régimen no permanente, la radiación fotosintéticamente activa se calcula cada hora, usando la ecuación III.128, a menos que la temperatura no sea simulada, en cuyo caso, los datos de radiación solar fotosintéticamente activa deben proporcionarse con los datos climatológicos locales.

Disminución de la iluminación por la densidad de algas.- Se usa la siguiente ecuación para considerar la densidad de algas y ajustar el coeficiente de extinción de luz, λ , en las ecuaciones III.119, III.120 y III.121.

$$\lambda = \lambda_0 + \lambda_1 \alpha_0 A + \lambda_2 (\alpha_0 A)^{\frac{2}{3}} \quad \text{Ecuación III.130}$$

Donde:

λ_0 = Porción del coeficiente de extinción de luz que no se debe al efecto del aumento de algas, ft^{-1} .

λ_1 = Coeficiente lineal para considerar la disminución de la iluminación por la densidad de algas, $\text{ft}^{-1} (\mu \text{ g-Chla/L})^{-1}$.

λ_2 = Coeficiente no lineal para considerar la disminución de la iluminación por la densidad de algas, $\text{ft}^{-1} (\mu \text{ g-Chla/L})^{-2/3}$.

α_0 = Factor de conversión, $\mu \text{ g-Chla/mg A}$.

A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L .

La selección apropiada de los valores de λ_1 y λ_2 permite el modelado de una variedad de situaciones de disminución de la iluminación por la densidad de las algas:

* No hay disminución de la iluminación por la densidad de las algas

$$\lambda_1 = \lambda_2 = 0$$

* Disminución lineal de la iluminación por la densidad de las algas

$$\lambda_1 \neq 0, \quad \lambda_2 = 0$$

* Disminución no lineal de la iluminación por la densidad de las algas

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= 0.00268, \text{ ft-1} && (\mu \text{ g-Chla/L})^{-1} \\ \lambda_2 &= 0.0165, \text{ ft-1} && (\mu \text{ g-Chla/L})^{-2/3} \\ &&& \text{ó} \\ \lambda_1 &= 0.0088, \text{ ft-1} && (\mu \text{ g-Chla/L})^{-1} \\ \lambda_2 &= 0.054, \text{ ft-1} && (\mu \text{ g-Chla/L})^{-2/3} \end{aligned}$$

Relaciones entre nutrientes y algas. Los factores que limitan el crecimiento de algas por efecto de nitrógeno, (*FN*) y por fósforo (*FP*) están definidos por la expresión de Monod:

$$FN = \frac{N_e}{N_e + K_N} \quad \text{Ecuación III.131}$$

y

$$FP = \frac{P_2}{P_2 + K_p} \quad \text{Ecuación III.132}$$

Donde:

N_e = Concentración efectiva de nitrógeno inorgánico disponible, mg-N/L.

K_N = Constante de saturación media de Michaelis-Menton por efecto de nitrógeno, mg-N/L.

P_2 = Concentración local de fósforo disuelto, mg-P/L.

K_p = Constante de saturación media de Michaelis-Menton por efecto de fósforo, mg-P/L.

Se considera que las algas usan nitrógeno amoniacal y/o nitrato como una fuente de nitrógeno orgánico. La concentración efectiva de nitrógeno disponible está dada por:

$$N_e = N_1 + N_3 \quad \text{Ecuación III.133}$$

Donde:

N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.

N_3 = Concentración de nitratos, mg-N/L.

Las constantes empíricas de saturación media para nitrógeno, K_N , y fósforo, K_p , se usan para ajustar la velocidad de crecimiento de algas tomando en cuenta los factores que pueden limitar su crecimiento. Cada constante es el nivel en el cual el factor particular limita el crecimiento de algas a la mitad de la velocidad máxima o "saturada". En el cuadro III.3 se enlistan los valores típicos de las constantes de saturación media para nitrógeno y fósforo. En la simulación de la concentración de algas, el modelo considera que si el nitrógeno o el fósforo, o ambos, no son simulados, o no son limitantes.

Ciclo del Nitrógeno.- En aguas naturales, en condiciones aeróbicas, hay una transformación por etapas de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, a nitritos y finalmente a nitratos. Las ecuaciones diferenciales de las transformaciones de nitrógeno de una forma a otra son:

Nitrógeno orgánico

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad \text{Ecuación III.134}$$

Donde :

- N_4 = Concentración de nitrógeno orgánico, mg-N/L.
- β_3 = Coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
- α_1 = Fracción de nitrógeno en algas, mg-N/mg-A.
- ρ = Coeficiente de velocidad de respiración de algas, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- σ_4 = Coeficiente de velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

Nitrógeno amoniacal

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3 / d - F_1 \alpha_1 \mu A \quad \text{Ecuación III.135}$$

Donde :

$$F_1 = \frac{P_N N_1}{P_N N_1 + (1 - P_N) N_3} \quad \text{Ecuación III.136}$$

- N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.
- N_3 = Concentración de nitratos, mg-N/L.
- N_4 = Concentración de nitrógeno orgánico, mg-N/L.
- β_1 = Coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
- β_3 = Coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
- α_1 = Fracción de nitrógeno en algas, mg-N/ mg-A.
- σ_3 = Coeficiente de velocidad de captación de nitrógeno amoniacal de la fuente béntica, mg-N/ft²-d.
- d = Profundidad media de flujo, ft.
- F_1 = Fracción de nitrógeno de algas que se capta de la fuente de amonio
- μ = Velocidad de crecimiento específico de algas, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- P_N = Factor de selectividad para nitrógeno amoniacal (0 a 1.0).

El modelo incluye un factor de selectividad de algas para nitrógeno amoniacal, P_N .

Nitritos

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad \text{Ecuación III.137}$$

Donde:

- N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.
- N_2 = Concentración de nitritos, mg-N/L.
- β_1 = Coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
- β_2 = Coeficiente de velocidad para la oxidación de nitritos, en función de la temperatura, d^{-1} .

Nitratos

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A \quad \text{Ecuación III.138}$$

Donde:

- F_1 = Fracción de nitrógeno de algas tomado de la fuente de amonio, mg-N/L.
- α_1 = Contenido de nitrógeno en algas, mg-N/mg-A.
- μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d^{-1} .

Inhibición de la nitrificación a baja concentración de oxígeno disuelto.- El modelo tiene la capacidad para incluir la inhibición de la velocidad de nitrificación a bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Las velocidades de nitrificación son modificadas en el modelo, calculando un factor de corrección por inhibición y aplicando este factor a los valores de los coeficientes de velocidad de nitrificación, β_1 , y β_2 . El factor de corrección de la velocidad de nitrificación se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$CORDO = 1.0 - \exp(-KNITRF * DO) \quad \text{Ecuación III.139}$$

Donde:

- $CORDO$ = Factor de corrección de la velocidad de nitrificación.
- $KNITRF$ = Coeficiente de inhibición de nitrificación de primer orden, mg/L^{-1} .
- DO = Concentración de oxígeno disuelto, mg/L.

El factor de corrección se aplica a las velocidades de oxidación de amonio y nitratos como:

$$\text{Amonio: } (\beta_1)_{inhibición} = CORDO(\beta_1)_{entrada} \quad \text{Ecuación III.140}$$

$$\text{Nitrito: } (\beta_2)_{\text{inhibición}} = \text{CORDO}(\beta_2)_{\text{entrada}} \quad \text{ecuación III.141}$$

Ciclo del fósforo.- El ciclo de fósforo es similar al ciclo de nitrógeno en muchos aspectos. Las formas orgánicas de fósforo que se generan por la muerte de algas se convierten en estado inorgánico disuelto, disponible para la producción primaria de algas. El fósforo presente en las descargas de las plantas de tratamiento de aguas negras se encuentra en forma inorgánica disuelta y es consumido rápidamente por las algas. A continuación se presentan las ecuaciones diferenciales de la transformación de fósforo de una forma a otra:

Fósforo orgánico

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 \quad \text{Ecuación III.142}$$

Donde:

- P_1 = Concentración de fósforo orgánico, mg-P/L.
- α_2 = Contenido de fósforo de algas, mg P/mg-A.
- ρ = Velocidad de respiración de algas, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- β_4 = Velocidad de consumo de fósforo orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .
- σ_5 = coeficiente de velocidad de sedimentación de fósforo orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

Fósforo disuelto

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \sigma_2 / d - \alpha_2 \mu A \quad \text{Ecuación III.143}$$

Donde:

- P_2 = Concentración de fósforo inorgánico o disuelto, mg-P/L.
- σ_2 = Velocidad de la fuente béntica para fósforo disuelto, en función de la temperatura, mg-P/ft²-d.
- d = Profundidad media de la corriente, ft.
- μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

Demanda Bioquímica de Oxígeno.- El modelo considera una reacción de primer orden para describir la desoxigenación de DBO última, DBO_U , en la corriente. La función DBO como está expresado en el modelo, también toma en cuenta la remoción de DBO adicional debido a los procesos de sedimentación, arrastre y floculación, los cuales no ejercen una demanda de oxígeno.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \quad \text{Ecuación III.144}$$

Donde:

L = Concentración de DBO última, mg/L.

K_1 = Coeficiente de velocidad de desoxigenación, en función de la temperatura, d^{-1} .

K_3 = Velocidad de pérdida de DBO debido a sedimentación, en función de la temperatura, d^{-1} .

El modelo simula la DBO última, sin embargo, el usuario puede decidir usar los valores de DBO_5 para la entrada y la salida. En este caso, el modelo realizará las conversiones necesarias de DBO_5 a DBO última. La ecuación de conversión es:

$$DBO_5 = DBO_U (1.0 - exp (5 * KDBO)) \quad \text{Ecuación III.145}$$

Donde:

DBO_5 = DBO de 5 días, mg/L.

DBO_U = DBO última, mg/L.

$KDBO$ = Coeficiente de velocidad de conversión de DBO, d^{-1} .

Oxígeno disuelto. El balance de oxígeno depende de la capacidad de la corriente para reaerarse a sí misma. Esta capacidad es función de los procesos de convección y difusión que ocurren dentro del sistema y de las fuentes y sumideros de oxígeno internos. Las mayores fuentes de oxígeno, además de la reaeración atmosférica, son el oxígeno producido por la fotosíntesis y el oxígeno contenido en el flujo entrante. Los sumideros de oxígeno disuelto incluyen oxidación bioquímica de materia orgánica carbonosa o nitrogenosa, demanda béntica de oxígeno y oxígeno utilizado por la respiración de algas.

A continuación se muestra la ecuación diferencial que describe la velocidad de cambio de oxígeno. Cada término representa una fuente o un sumidero de oxígeno.

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad \text{Ecuación III.146}$$

Donde:

O = Concentración de oxígeno disuelto, mg/L.

O^* = Concentración de saturación de oxígeno disuelto a presión y temperatura locales, mg/L.

α_3 = Velocidad de producción de oxígeno en el proceso de fotosíntesis en algas, mg-O/mg-A.

α_4 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de respiración de algas, mg-O/mg-A.

α_5 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitrógeno amoniacal, mg-O/mg-N.

- α_6 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitritos, mg-O/mg-N.
- μ = Velocidad de crecimiento de algas, en función de la temperatura, d^{-1} .
- ρ = Velocidad de respiración de algas, en función de la temperatura, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- L = Concentración de DBO carbonosa última, mg/L.
- d = Profundidad media de la corriente, ft.
- K_1 = Velocidad de desoxigenación de DBO carbonosa, en función de la temperatura, d^{-1} .
- K_2 = Velocidad de reaeración, análoga a la difusión de Fick, en función de la temperatura, d^{-1} .
- K_4 = Velocidad de demanda de oxígeno de sedimentos, en función de la temperatura, $mg/ft^2 \cdot d^{-1}$.
- β_1 = Coeficiente de velocidad de oxidación de amonio, en función de la temperatura, d^{-1} .
- β_2 = Coeficiente de velocidad de oxidación de nitritos, en función de la temperatura, d^{-1} .
- N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.
- N_2 = Concentración de nitrógeno de nitritos, mg-N/L.

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

$$\begin{aligned} \text{Ln } O^* = & -139.34410 + (1.575701 \times 105/T) - (6.642308 \times 107/T^2) \\ & + (1.243800 \times 1010/T^3) - (8.621949 \times 1011/T^4) \end{aligned} \quad \text{Ecuación III.147}$$

Donde :

- O^* = Concentración de equilibrio de oxígeno a una atmósfera, mg/L.
- T = Temperatura, ($^{\circ}K$) = ($^{\circ}C + 273.15$) y $^{\circ}C$ dentro del intervalo de 0.0 a 40.0 $^{\circ}C$.

Para otras condiciones de presión, la concentración de equilibrio de oxígeno disuelto se corrige con la ecuación III.148:

$$Op = O^* P \left[\frac{(1 - P_{ww} / P)(1 - \phi P)}{(1 - P_{ww})(1 - \phi)} \right] \quad \text{Ecuación III.148}$$

Donde:

- Op = Concentración de equilibrio de oxígeno a presión no estándar, mg/L.
- O^* = Concentración de equilibrio de oxígeno a una atmósfera, mg/L.
- P = Presión (atm), entre 0.0 y 2.0 atmósferas.
- P_{ww} = Presión parcial de vapor de agua (atm), se calcula como:

$$\ln P_{ww} = 11.8571 - (3840.70/T) - (216961/T^2) \quad \text{Ecuación III.149}$$

y

$$\phi = 0.000975 - (1.426 \times 10^{-5} t) + (6.436 \times 10^{-8} t^2) \quad \text{Ecuación III.150}$$

Donde :

 t = temperatura, °C.

Las ecuaciones en los Métodos Estandarizados para calcular las concentraciones de saturación de oxígeno disuelto también incluyen correcciones para salinidad y cloruros. La salinidad y los cloruros no están modelados explícitamente, por lo que el modelo no corrige O^* por estos efectos. Más aún, la corrección por presión para O^* (ecuación III.148), se hace sólo cuando se modela la temperatura, ya que la presión barométrica es un requerimiento primario de las ecuaciones del balance de energía.

Estimación del coeficiente de reaeración atmosférica.- El coeficiente de reaeración (K_2) se expresa frecuentemente como una función de la profundidad de la corriente y la velocidad. El modelo proporciona ocho opciones para estimar o leer valores de K_2 .

Caso 1. Se permite al usuario leer los valores de K_2 que han sido seleccionados previamente por el modelador. Esta opción es útil para modelar situaciones poco comunes.

Caso 2. Usando mediciones en campo de la reaeración de la corriente, Churchill, Elmore, y Buckingham desarrollaron la siguiente expresión para K_2 a 20 °C.

$$K_2^{20} = 5.026 \bar{v}^{0.969} d^{-1.673} \times 2.31 \quad \text{Ecuación III.151}$$

Donde:

 \bar{v} = Velocidad promedio en la corriente, ft/s. d = Profundidad promedio de la corriente, ft. K_2 = Coeficiente de reaeración, d^{-1} .

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

$$K_2^{20} = \frac{(D_m \bar{v})^{0.5}}{d^{1.5}} \quad \text{Ecuación III.152}$$

Para corrientes con altas velocidades y condiciones no isoentrópicas la relación es:

$$K_2^{20} = \frac{480 D_m^{0.5} S_{T1}^{0.25}}{d^{1.25}} \times 2.31 \quad \text{Ecuación III.153}$$

Donde:

- S_0 = Pendiente del lecho de la corriente, ft/ft.
- d = Profundidad media de la corriente, ft.
- \bar{u} = Velocidad media de la corriente, ft/d.
- K_2 = Coeficiente de reaeración, d^{-1} .

y D_m es el coeficiente de difusión molecular (ft^2/d), dado por:

$$D_m = 1.91 \times 10^3 (1.037)^{T-20} \tag{Ecuación III.154}$$

La ecuación III.152, es aplicable para muchos casos y es la ecuación usada en este modelo para el caso 3. La ecuación III.153 puede usarse para calcular K_2 fuera del modelo y alimentarla como dato directamente bajo el primer caso.

Caso 4. Owens y Churchil (1964) estimaron la reaeración para corrientes poco profundas con movimiento rápido y desarrollaron una ecuación para corrientes que exhiben profundidades de 0.4 a 11.0 pies y velocidades de 0.1 a 5.0 ft/s:

$$K_2^{20} = 9.4\bar{u}^{0.67} / d^{1.85} \times 2.31 \tag{Ecuación III.155}$$

- \bar{u} = Velocidad media, ft/s.
- d = Profundidad media, ft.

Caso 5. Thackston y Krenkel (1966) propusieron la siguiente ecuación basada en investigaciones de varios ríos en América del Norte.

$$K_2^{20} = 10.8(1 + F^{0.5}) \frac{u^*}{d} \times 2.31 \tag{Ecuación III.156}$$

donde F es el número de Froude, dado por:

$$F = \frac{u^*}{\sqrt{gd}} \tag{Ecuación III.157}$$

y u^* es la velocidad cortante, ft/s:

$$u^* = \sqrt{d S_e g} = \frac{\bar{u} n \sqrt{g}}{1.49 d^{1/67}} \tag{Ecuación III.158}$$

Donde:

- d = Profundidad media, ft.
- G = Aceleración de la gravedad, ft/s^2 .
- S_e = Pendiente del gradiente de energía.
- u = Velocidad media, ft/s.
- n = Coeficiente de Manning.

Caso 6. Langbien y Durum (1967) desarrollaron una fórmula para K_2 a 20°C:

$$K_2^{20} = 3.3\bar{v} / d^{1.33} \times 2.31 \quad \text{Ecuación III.159}$$

Donde:

\bar{v} = Velocidad media, ft/s.

d = Profundidad media, ft.

Caso 7. En este caso se calcula el coeficiente de reaeración a partir de una función potencial de flujo. La relación empírica es similar a las correlaciones de velocidad y profundidad con el flujo, usadas en la sección de hidráulica del modelo, esto es:

$$K_2 = aQ^b \quad \text{Ecuación III.160}$$

Donde:

a = Coeficiente de flujo para K_2 .

Q = Flujo, ft³/s.

b = Exponente del flujo para K_2 .

Caso 8. El método de Tsvolglou y Wallace considera que el coeficiente de reaeración para un tramo es proporcional al cambio en la elevación de la superficie de agua en el tramo e inversamente proporcional al tiempo de flujo a través del tramo, la ecuación es:

$$K_2^{20} = c \frac{\Delta h}{t_f} \quad \text{Ecuación III.161}$$

Donde:

C = Coeficiente de escape, ft⁻¹.

Δh = Cambio en la elevación de la superficie del agua en el tramo, ft.

t_f = Tiempo de flujo dentro del tramo, d.

Considerando flujo uniforme, el cambio de la elevación de la superficie del agua es

$$\Delta h = S_e \Delta x \quad \text{Ecuación III.162}$$

Donde:

S_e = Pendiente del gradiente de energía, ft/ft.

Δx = Longitud del tramo, ft.

y el tiempo de paso a través de un tramo es

$$t_f = \frac{\Delta x}{\bar{u}} \quad \text{Ecuación III.163}$$

Donde:

\bar{u} = Velocidad media en el tramo, ft/s.

Sustituyendo en la ecuación III.161, se tiene

$$K_2^{20} = (3600 \times 24) c S_e \bar{u} \quad \text{Ecuación III.164}$$

La ecuación III.164, es la forma de la opción ocho. La pendiente puede ser directamente introducida para calcular K_2 con esta opción, o puede calcularse de la ecuación de Manning como sigue:

$$S_e = \frac{\bar{u}^2 n^2}{(1.49)^2 d^{4/3}} \quad \text{Ecuación III.165}$$

Donde:

d = Profundidad media, ft.

n = Coeficiente de Manning.

El coeficiente de escape es generalmente tratado como una variable y determinado empíricamente. TenEch (1978) recomendó la siguiente guía para determinar los valores de c :

$$c = 0.054 \text{ ft}^{-1} \quad (\text{a } 20^\circ\text{C}) \text{ para } 15 \leq Q \leq 300 \text{ ft}^3/\text{s} \quad \text{Ecuación III.166}$$

$$c = 0.110 \text{ ft}^{-1} \quad (\text{a } 20^\circ\text{C}) \text{ para } 1 \leq Q \leq 15 \text{ ft}^3/\text{s} \quad \text{Ecuación III.167}$$

Reaeración por embalses.- El modelo tiene la capacidad para incluir entradas de oxígeno al sistema a través de la reaeración del agua en presas o embalses. Para calcular la entrada de oxígeno por este concepto se usa la ecuación desarrollada por Gameson, Buttom y Evans¹⁶:

$$D_a - D_b = \left[1 - \frac{1}{1 + 0.116abH(1 - 0.034H)(1 + 0.46T)} \right] D_a \quad \text{Ecuación III.168}$$

Donde:

D_a = Déficit de oxígeno antes del embalse, mg/L.

D_b = Déficit de oxígeno después del embalse, mg/L.

T = Temperatura, °C.

H = Altura de la caída del agua, ft.

a	Factor empírico de la calidad del agua.
1.80	Para agua limpia.
1.60	Para agua ligeramente contaminada.
1.0	Para agua moderadamente contaminada.
0.65	Para agua muy contaminada.

b	Coefficiente empírico de aeración en embalses.
0.70 a 0.90	Para vertedor ancho, plano y encrestado.
1.05	Para vertedor encrestado con cara de pendiente recta.
0.80	Para vertedor encrestado con cara vertical.
0.05	Para compuertas con descarga sumergida.

El modelo incluye la facilidad para derivar una parte, o bien todo el flujo de la presa (por ejemplo a través de generadores de electricidad). La fracción del flujo total que se deriva se suministra como una variable de entrada.

Coliformes.- Los coliformes se usan como un indicador de contaminación por microorganismos patógenos en aguas superficiales. Las expresiones para estimar la concentración de coliformes son generalmente funciones de decaimiento de primer orden, las cuales solo toman en cuenta la muerte de coliformes. En el modelo se usa la expresión:

$$\frac{dE}{dt} = -K_5 E \quad \text{Ecuación III.169}$$

Donde:

E = Concentración de coliformes, colonias/100 ml.

K_5 = Velocidad de decaimiento de coliformes, en función de la temperatura, d^{-1} .

Componente no conservativo adicional.- El modelo tiene la opción para modelar un componente no conservativo adicional (ANC). Además del mecanismo de decaimiento de primer orden, en el balance de masa se incluyen los términos de fuente y sumidero del

componente. La ecuación diferencial que describe las interacciones para un componente no conservativo es:

$$\frac{dR}{dt} = -K_6 R - \sigma_6 R + \sigma_7 / d \quad \text{Ecuación III.170}$$

Donde:

R = Concentración del componente no conservativo, mg-ANC/L.

K_6 = Velocidad de consumo del componente, en función de la temp., d^{-1} .

σ_6 = Coeficiente de velocidad para la sedimentación del componente, en función de la temperatura, d^{-1} .

σ_7 = Fuente béntica del componente, en función de la temp., mg-ANC/ft²-d.

d = Profundidad media de la corriente, ft.

Temperatura.- La temperatura se modela realizando un balance de energía sobre cada elemento computacional en el sistema. El balance de energía toma en cuenta las entradas y pérdidas de temperatura a partir de las funciones de forzamiento, así como el intercambio de calor entre la superficie del agua y la atmósfera. Los términos del balance de calor aire-agua incluyen radiación por ondas largas y cortas, convección y evaporación, esto es:

$$H_n = H_{sn} + H_{an} - H_b - H_c - H_e \quad \text{Ecuación III.171}$$

Donde:

H_n = Flujo de calor neto pasando a través de la superficie aire agua, Btu/ft²-d.

H_{sn} = Radiación solar neta de onda corta, después de pérdidas por absorción y diseminación en la atmósfera y por reflexión en la interfase, Btu/ft²-d.

H_{an} = Radiación atmosférica neta de onda larga, después de reflexión, Btu/ft²-d.

H_b = Contra-radiación de salida de onda larga, Btu/ft²-d.

H_c = Flujo de calor conductivo, Btu/ft²-d.

H_e = Pérdidas de calor por evaporación, excluyendo pérdidas de calor sensible, Btu/ft²-d.

Para que el programa ejecute los cálculos del balance de energía, el usuario debe proporcionar una variedad de datos, incluyendo la latitud y la longitud de la cuenca, la época del año, coeficientes de evaporación, y un coeficiente de atenuación por polvo. La información climatológica local, las temperaturas de bulbo húmedo y bulbo seco del aire, la presión atmosférica y la velocidad del viento.

En régimen no permanente, los datos climatológicos deben ser suministrados a intervalos regulares (típicamente tres horas). De esta manera el término de fuente/sumidero, en el balance de calor, es actualizado en el tiempo para simular la respuesta diurna del sistema hidráulico estacional para los cambios en las condiciones de temperatura.

En el modo a régimen permanente, el usuario debe proporcionar los datos climatológicos locales promedio. El programa usa aproximaciones lineales para los términos de

evaporación y contra-radiación de onda larga para la solución del balance de energía en estado estacionario. En el modo a régimen no permanente los datos climatológicos locales son suministrados uniformemente sobre la cuenca entera del río, esto es, no hay variaciones espaciales. En régimen permanente los datos climatológicos locales pueden variar, espacialmente en cada tramo.

Corrección de coeficientes de velocidad.- Los valores de temperatura calculados en el modelo se usan para corregir los coeficientes de velocidad en los términos de fuente/sumidero para las otras variables de calidad del agua. Estos coeficientes son alimentados a 20°C y luego corregidos a la temperatura usando ecuaciones del tipo Streeter-Phelps:

$$X_T = X_{20}\theta^{(T - 20)} \quad \text{Ecuación III.172}$$

Donde:

- X_T = Valor del coeficiente a la temperatura local.
- X_{20} = Valor del coeficiente a la temperatura estándar.
- θ = Constante empírica para cada coeficiente de reacción.

El usuario puede especificar los valores de los factores de corrección de temperatura, θ . En ausencia de dichos valores, se utilizan los valores por defecto de la tabla III.2.

Si no se simula la temperatura en forma explícita, se asume que la temperatura de simulación es la especificada para la condición inicial.

Velocidades de reacción y constantes físicas.- Las reacciones químicas y biológicas están representadas por un grupo de ecuaciones que contienen muchos parámetros del sistema; algunos son constantes, otros son variables espaciales, y algunos son dependientes de la temperatura. En la tabla III.3 se enlistan estos parámetros y se dan sus intervalos generales, unidades y tipos de variación. Kramer, Chen y Orlob, y Browie, exponen detalladamente las fuentes básicas de datos, intervalos y confiabilidad de cada uno de estos parámetros. La selección final de los valores para muchos de estos parámetros del sistema o mediciones de sensibilidad deberán de hacerse durante la calibración y verificación del modelo.

Cuadro III.2. Valores para la corrección de coeficientes de velocidad por temperatura

Coeficiente de velocidad	Símbolo	Valor por defecto
Consumo de DBO	K_1	1.047
Sedimentación de DBO	K_3	1.024
Reaeración	K_2	1.024
Consumo de SOD	K_4	1.060
Consumo de nitrógeno orgánico	β_3	1.047
Sedimentación de nitrógeno orgánico	σ_4	1.024
Consumo de amonio	β_2	1.083
Generación de amonio	σ_3	1.074
Consumo de nitritos	β_2	1.047
Consumo de fósforo orgánico	β_4	1.047
Sedimentación de fósforo orgánico	σ_5	1.024
Generación de fósforo disuelto	σ_2	1.074
Crecimiento de algas	μ	1.047
Respiración de algas	ρ	1.047
Sedimentación de algas	σ_1	1.024
Decaimiento de coliformes	K_5	1.047
ANC	K_6	1.000
ANC	σ_6	1.024
ANC	σ_7	1.000

ANC = Componente no conservativo arbitrario

Cuadro III.3. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción*

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
α_o	Contenido de clorofila en algas	$\mu\text{g -Chl a/mg A}$	10-100
σ_1	Contenido de nitrógeno en algas	mg-N/mg-A	0.07-0.09
σ_2	Contenido de fósforo en algas	mg-P/mg-A	0.01-0.02
σ_3	Producción de O_2 por crecimiento de algas	mg-O/mg-A	1.4-1.8
σ_4	Consumo de O_2 por respiración de algas	mg-O/mg-A	1.6-2.3
σ_5	Consumo de O_2 por oxidación de NH_3	mg-O/mg-N	3.0-4.0
σ_6	Consumo de O_2 por oxidación de NO_2	mg-O/mg-N	1.0-1.14
μ_6	Velocidad máxima de crecimiento de algas	d^{-1}	1.0-3.0
ρ	Velocidad de respiración de algas	d^{-1}	0.05-0.5
K_L	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de luz	$\text{Btu/ft}^2\text{-min}$	0.02-0.10
K_N	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de nitrógeno	mg-N/L	0.01-0.30
K_P	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de fósforo	mg-P/L	0.001-0.05
λ_o	Coefficiente de extinción de luz por causas diferentes a la densidad de algas	ft^{-1}	Variable
λ_1	Coefficiente lineal de autoensombrecimiento por algas	$1/\text{ft}/\mu\text{g -Chl a/l}$	0.002-0.02
λ_2	Coefficiente no lineal de autoensombrecimiento por algas	$1/\text{ft}/(\mu\text{g -Chl a/l})^{2/3}$	0.0165
P_N	Factor de preferencia de algas por nitrógeno amoniacal	-----	0.0-1.0

* Coeficientes constantes para cada tramo. No dependen de la temperatura.

Tabla III.3. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción** (continuación)

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
σ_1	Velocidad de sedimentación de algas	ft/d	0.5-6.0
σ_2	Velocidad de aportación de fósforo disuelto del bentos	mg-P/ft ² -d	variable
σ_3	Velocidad de aportación de nitrógeno amoniacal del bentos	mg-N/ft ² -d	Variable
σ_4	Velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico	d ⁻¹	0.001-0.1
σ_5	Velocidad de sedimentación de fósforo orgánico	d ⁻¹	0.001-0.1
σ_6	Velocidad de sedimentación de un componente no conservativo adicional	d ⁻¹	variable
σ_7	Velocidad de aportación de un componente no-conservativo adicional, del bentos	mg-ANC/ft ² - d	variable
K_1	Constante de velocidad de desoxigenación carbonosa	d ⁻¹	0.02-3.4
K_2	Constante de velocidad de reaeración	d ⁻¹	0.0-100
K_3	Constante de velocidad de sedimentación de DBO	d ⁻¹	-0.36 a 0.36
K_4	Consumo de oxígeno del sedimento	mg-O/ft ² -d	variable
K_5	Velocidad de decaimiento de coliformes	d ⁻¹	0.05-4.0
K_6	Velocidad de decaimiento de un componente no conservativo adicional	d ⁻¹	variable
β_1	Constante de velocidad para la oxidación de NH ₃ a NO ₂	d ⁻¹	0.10-1.00
β_2	Constante de velocidad para la oxidación de NO ₂ a NO ₃	d ⁻¹	0.20-2.0
β_3	Constante de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal	d ⁻¹	0.02-0.4
β_4	Constante de velocidad para la transformación de P-orgánico a P-disuelto	d ⁻¹	0.01-0.7

** Coeficientes que dependen de la temperatura y son variables para cada tramo.

Temperatura.- La ecuación básica del transporte de masa es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V}$$

Ecuación III.173

Cuando se modela la temperatura, la concentración de calor C (HL^{-3}) puede igualarse a la temperatura, a través de la relación:

$$C = \rho c (T - T_0)$$

Ecuación III.174

Donde:

ρ = Densidad del agua (ML^{-3}).

c = Capacidad calorífica del agua ($\text{HM}^{-1}\text{D}^{-1}$).

T = Temperatura del agua.

T_0 = Temperatura base, arbitraria.

M = Masa.

H = Flujo de energía calorífica.

D = Grados.

Los parámetros ρ y c pueden considerarse constantes para propósitos prácticos. También, la generación interna de calor dC/dt , que resulta de la disipación viscosa de energía y fricción en la frontera es muy pequeña, por lo que se considera despreciable. Así, estableciendo $dC/dt = 0$, en la ecuación III.173 y sustituyendo en la ecuación III.174, se obtiene C :

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial T}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} T)}{A_x \partial x} + \frac{1}{\rho c} + \frac{s}{V}$$

Ecuación III.175

El término de fuente $\frac{s}{V}$ toma en cuenta todo el calor transferido a través de las fronteras del sistema, esto es, el calor transferido a través de la interfase aire-agua y el conducido a través de la interfase lodo-agua. La transferencia de calor a través de la interfase lodo-agua generalmente es insignificante; por lo tanto, $\frac{s}{V}$ toma la identidad de la velocidad neta de entrada de calor por unidad del volumen de la corriente a través de la interfase aire-agua.

Es conveniente representar la velocidad de transferencia de calor interfacial como un flujo (H_N) con unidades de $\text{HL}^{-2}\text{T}^{-1}$. A continuación se muestra la relación entre H_N y s/V , para un elemento de la corriente con longitud dx y ancho superficial medio W .

La velocidad total de entrada de calor a través de la interfase aire-agua es $H_N dx W$. Este calor está distribuido uniformemente a al volumen subyacente, $\bar{A}_x dx$, donde \bar{A}_x es el área de la sección transversal media del elemento.

Así, la velocidad de calor ganado por unidad de volumen de agua, s/V , se calcula como:

$$\frac{s}{V} = \frac{s}{A_x dx} = \frac{H_N (Wdx)}{A_x dx} = \frac{H_N}{d} \quad \text{Ecuación III.176}$$

donde, $d = \bar{A}_x / W$, es la profundidad hidráulica de la corriente. Sustituyendo la ecuación III.176 en la ecuación III.175 se obtiene la forma generalizada de la ecuación de temperatura:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial T}{\partial x} \right)}{A_x \hat{c} x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} T)}{A_x \hat{c} x} + \frac{H_N}{\rho c d} \quad \text{Ecuación III.177}$$

El calor se transfiere a través de la interfase aire-agua, por tres diferentes caminos: radiación, evaporación, y conducción. Los términos de calor individual asociados con estos procesos se muestran en la figura III.28 y están definidos en la tabla III.4, con los intervalos típicos de sus magnitudes.

Las expresiones que resultan de la suma de estos flujos de energía son:

$$H_N = H_{sn} + H_{an} - (H_b + H_c + H_e) \quad \text{Ecuación III.178}$$

Donde :

H_N = Flujo neto de energía, pasando a través de la interfase aire-agua, Btu/ft²/d.

H_{sn} = Flujo neto de radiación solar de onda corta, pasando a través de la interfase, después de pérdidas por absorción y dispersión en la atmósfera, así como por reflexión en la interfase, Btu/ft²/d.

H_{an} = Flujo neto de radiación atmosférica de onda larga pasando a través de la interfase, después de reflexión, Btu/ft²/d.

H_b = Flujo externo de contra-radiación, Btu/ft²/d.

H_c = Flujo de energía conductiva entre la interfase y la atmósfera, Btu/ft²/d.

H_e = Pérdidas de energía por evaporación, Btu/ft²/d.

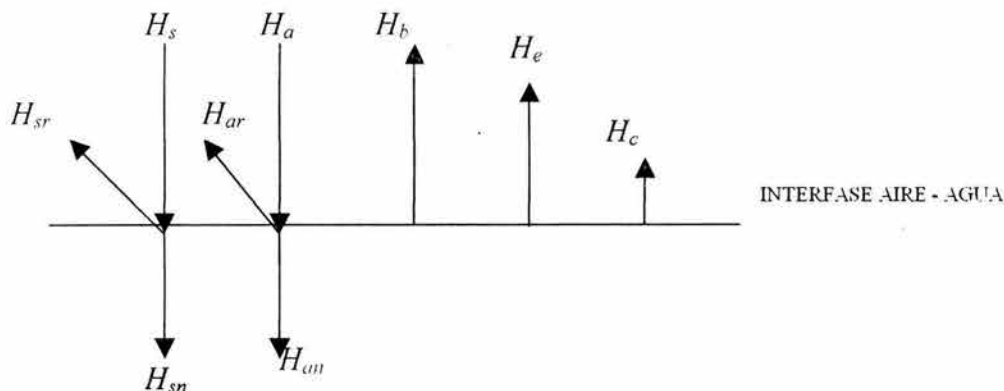


Figura III.28. Términos de transferencia de calor asociada a la transferencia de calor interfacial.

Cuadro III.4. Definición de los términos de transferencia de calor ilustrados en la figura III.28

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo (Btu/ft ² /d)
H_s	Radiación solar o de onda corta	$HL^{-2}T^{-1}$	400-2800
H_{sr}	Radiación de onda corta	$HL^{-2}T^{-1}$	40-200
H_a	Radiación atmosférica	$HL^{-2}T^{-1}$	2400-3200
H_{ar}	Radiación atmosférica reflejada	$HL^{-2}T^{-1}$	70-120
H_b	Radiación desde la superficie de agua	$HL^{-2}T^{-1}$	2400-3600
H_e	Pérdidas de calor por evaporación	$HL^{-2}T^{-1}$	150-3000
H_c	Pérdidas de calor por conducción	$HL^{-2}T^{-1}$	-320- a +400

Radiación solar neta de onda corta (h_{sn}).-La radiación solar neta es una radiación de onda corta que pasa directamente del sol a la superficie del agua. Su magnitud depende de la altitud del sol, que cambia diaria y estacionalmente, el efecto de dispersión y absorción en la atmósfera debido a la nubosidad y la reflexión en la superficie terrestre.

La cantidad neta de radiación solar que llega a la superficie de la corriente puede representarse por hora de la siguiente manera:

$$H_{SN} = H_o a_t (1 - R_s) (1 - 0.65 C_L^2) \tag{Ecuación III.179}$$

Donde:

- H_{sn} = Radiación solar neta de onda corta, Btu/ft²-h.
- H_o = Cantidad de radiación que llega a la corriente, Btu/ft²-h.
- a_t = Término de transmisión atmosférica.
- R_s = Coeficiente de reflexión.
- C_L = Nubosidad como una fracción de cobertura del cielo.

La ecuación anterior se compone de cuatro elementos diferentes, radiación solar absorción y dispersión de la radiación, reflexividad y nubosidad.

Radiación atmosférica de onda larga (H_{an}).- La radiación de onda larga emitida por la atmósfera cambia directamente con respecto al contenido de humedad en la atmósfera. Aunque depende principalmente de la temperatura y humedad, también puede afectarse por el ozono, bióxido de carbono y otros materiales de la atmósfera.

El flujo neto de radiación atmosférica se expresa como:

$$H_{an} = [2.89 \times 10^{-6}] \sigma (T_a + 460)^6 (1.0 + 0.17 C_L^2) (1 - R_L) \quad \text{Ecuación III.180}$$

Donde:

H_{an} = Radiación atmosférica neta de onda larga, Btu/ft²-h.

σ = Constante de Stefan - Boltzman, 1.73×10^{-9} Btu/ft²/h/°R⁴.

T_a = Temperatura del aire a 6 pies por arriba de la superficie del agua, °F.

R_L = Reflexividad de la superficie del agua por radiación atmosférica = 0.03.

C_L = Nubosidad, expresada como una fracción de cobertura del cielo.

Salida de radiación de la superficie de agua (H_b).- La tercera fuente de transferencia de radiación de la superficie del agua, H_b , representa una porción sustancial de la pérdida de calor de un cuerpo de agua, y se expresa por la ley de la cuarta potencia de Stefan - Boltzman como:

$$H_b = 0.97 \sigma (T_s + 460)^4 \quad \text{Ecuación III.181}$$

Donde:

H_b = Salida de radiación de la superficie del agua, Btu/ft²-h.

T_s = Temperatura de la superficie del agua, °F.

Esta ecuación se puede linearizar en un intervalo de temperatura para dar:

$$H_b = \alpha_2 + \beta_2 T_s \quad \text{Ecuación III.182}$$

Donde:

α_2 y β_2 = Constantes definidas en el intervalo de 35 a 135 °F.

esta ecuación se usa en el modelo para condiciones en estado estacionario.

Evaporación.- Un cuerpo de agua también cede calor a la atmósfera por evaporación. Cada libra de agua que se evapora desprende su calor latente de evaporación

(aproximadamente 1050 Btu a 60 °F), además de su calor sensible. Esta pérdida de calor puede expresarse con la ecuación:

$$H_e = \gamma H_L E + H_v \quad \text{Ecuación III.183}$$

Donde:

γ = Peso específico del agua, lb/ft³.

H_L = Calor latente de evaporación, Btu/lb, dado por: $H_L = 1084 - 0.5 T_s$.

E = Velocidad de evaporación, ft/h.

H_v = Pérdida de calor sensible, Btu/ft²-h.

La velocidad de evaporación se expresa como.

$$E = (a + bW)(e_s - e_a) \quad \text{Ecuación III.184}$$

Donde:

a y b = Constantes.

W = Velocidad del viento, en mph, medida 6 ft por arriba de la superficie del agua.

e_s = Presión de vapor de saturación del aire, en pulg. de Hg, a la temperatura de la superficie del agua, dada por:

$$e_s = 0.1001 \exp(0.03T_s) - 0.0837 \quad \text{Ecuación III.185}$$

e_a = Presión de vapor del agua, en pulg. de Hg, a una altura de 6 pies por arriba de la superficie del agua, dada por:

$$e_a = e_{wb} - 0.000367P_a(T_a - T_{wb})\left(1.0 + \frac{T_{wb} - 32}{1571}\right) \quad \text{Ecuación III.186}$$

Donde:

e_{wb} = Presión de vapor de saturación, en pulg. de Hg, a la temperatura de bulbo húmedo obtenida de la expresión:

$$e_{wb} = 0.1001 e^{0.03T_{wb}} - 0.0837 \quad \text{Ecuación III.187}$$

Donde:

P_a = Presión barométrica local, pulg. de Hg.

T_{wb} = Temperatura de bulbo húmedo, °F.

T_a = Temperatura de bulbo seco, °F.

En la simulación en estado estacionario, la velocidad de evaporación se lineariza con respecto a la temperatura de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$e_s = \alpha_1 + \beta_1 T_s \quad \text{Ecuación III.188}$$

La pérdida de calor sensible en la evaporación es muy pequeña comparada con los otros componentes, por lo que el modelo no la utiliza en sus cálculos.

Conducción (H_c).- La transferencia de calor a través del agua y de la atmósfera debido a la diferencia de temperaturas entre las dos fases se conoce como conducción. Debido a que la transferencia por conducción es función de las mismas variables que la evaporación, se puede llegar a una proporcionalidad entre la conducción de calor y la pérdida de calor por evaporación. Esta proporcionalidad se conoce con el nombre de razón de Bowen, y se expresa como:

$$B = \frac{H_c}{H_e} = C_B \left(\frac{T_s - T_a}{e_s - e_a} \right) \frac{P_a}{29.92} \quad \text{Ecuación III.189}$$

Donde:

$$C_B = 0.01$$

Usando la ecuación de Bowen, la razón de pérdida de calor a la atmósfera por conducción, H_c , se define como:

$$H_c = \gamma H_L (a + b_w) \left(0.01 \frac{P_a}{29.92} \right) (T_s - T_a) \quad \text{Ecuación III.190}$$

Para propósitos prácticos, $P_a/29.92$ se toma igual a 1.

CAPÍTULO IV

Caso Estudio

IV.1 Descripción de la cuenca del río San Juan

Localización

La subcuenca del río San Juan forma parte de la cuenca del Alto río Pánuco y tiene una superficie de 5,427 km² que comparten el Estado de México, Querétaro e Hidalgo. Se localiza al Noroeste del Valle de México, colinda con la subcuenca del río Tula, que también forma parte del Alto río Pánuco y con el parteaguas continental entre las cuencas del Golfo de México y el Océano Pacífico.

El río San Juan nace en el Estado de México, aguas arriba de la presa Huapango, toma una dirección de Sur a Norte a partir del arroyo Zarco, recibe aportaciones de los arroyos Prieto, Galindo, El Caracol, Escolásticas y La "D"; pasa por el Distrito de Riego No. 023, San Juan del Río, y las ciudades de San Juan del Río y Tequisquiapan y concluye en la confluencia con el río Tula en la presa Zimapán, para formar el río Moctezuma.

Los municipios que conforman la cuenca del río San Juan son Huichapan, Nopala y Tecozautla, en Hidalgo; Polotitlán, Aculco y San Andrés Timilpan, Acambay y Jilotepec, en el Estado de México y San Juan del Río, Cadereyta de Montes, Tequisquiapan, Ezequiel Montes y Amealco, en Querétaro.

Orografía

La cuenca se encuentra en la parte Norte de la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico, el cual atraviesa la República del Océano Pacífico al Golfo de México. El parteaguas Norte está sobre la Sierra Gorda, mientras que el parteaguas occidental se encuentra sobre la Sierra Queretana, la cual limita las vertientes del Pacífico y del Golfo. En ella nacen algunos de los principales formadores del río San Juan, tales como el río Arroyo Zarco, el río Galindo y el arroyo La H, entre otros. Las mayores elevaciones son los cerros Huamango con 2,900 msnm y del Astillero, San Nicolás y la Virgen con 2,850 msnm.

El colector principal es el río San Juan. Con el nombre de río Arroyozarco nace en el cerro San Nicolás, en la porción Sur de la cuenca, a una altitud de 2,750 msnm. Después de la unión del río Arroyozarco con el río Prieto, el colector principal recibe el nombre de río San Juan. Los principales afluentes se encuentran por margen izquierda, sobresaliendo el mencionado río Prieto, los ríos Galindo, La "H" y el arroyo la "D", los cuales confluyen al colector principal mediante los drenes el Caracol y la Culebra. Otros aportadores por la misma margen son los arroyos Ajuchitlán y Cadereyta. Los afluentes por margen derecha son menos importantes y sólo sobresalen el río San Sebastián, que descarga sus aguas al colector cuando éste aún se conoce como río Arroyozarco y el

río Hondo, que aporta sus aguas y las del río Tecozautla a la presa Zimapán, a 1,600 msnm. El río San Juan tiene desde sus orígenes hasta este punto una longitud aproximada de 174 km.

Clima

La cuenca presenta dos climas predominantes, el semiseco templado y el templado subhúmedo. El primero comprende desde el centro al Norte de la cuenca, mientras que el segundo corresponde a la parte Sur.

La cuenca presenta un régimen de lluvias de verano, abarcando los meses de junio a octubre. La precipitación media anual varía de la zona alta con 800 mm a la zona baja con 500 mm. La precipitación media anual de la cuenca es de 617 mm.

Las temperaturas medias anuales varían entre 14 y 18 °C, con un valor medio de 16.4 °C, aunque se han registrado puntualmente temperaturas extremas cercanas a los 5 y 40 °C.

La evaporación media en la cuenca es de casi 1,950 mm, pero se han registrado valores anuales extremos de 1,474 y 2,887 mm.

Infraestructura Hidráulica

La infraestructura hidráulica de almacenamiento en la subcuenca tiene una capacidad de 277.3 Mm³. Las principales obras de almacenamiento de la cuenca son las presas Huapango, el Molino, San Ildefonso, Constitución de 1917 y la presa Madero, y en menor medida las presas Centenario, la Llave, La Venta, San Juanico, San Lucas, Huaracha y San Antonio.

Cuadro IV.1. Infraestructura Hidráulica de almacenamiento en la cuenca del río San Juan

Presa	Corriente	Estado	Capacidad total (Mm ³)	Capacidad útil (Mm ³)
Huapango	río Arroyozarco	Edo. Méx.	121.3	119.3
Constitución de 1917	río Galindo y la H	Querétaro	69.8	66.5
San Ildefonso	río Prieto	Querétaro	52.7	50.9
Madero	río Hondo	Hidalgo	25.0	24.9
Ñadó	río Ñadó	Edo. Méx.	16.8	14.9
Centenario	río San Juan	Querétaro	16.0	16.0
La Llave	Dren Caracol	Querétaro	9.3	9.3
Molino	río Arroyo Zarco	Edo. Méx.	7.6	7.1
San Antonio	río Arroyo Zarco	Edo. Méx.	3.0	3.0
La Venta	a. juchitlancito	Querétaro	2.5	2.5

Existen además varias presas derivadoras con diferentes fines, entre las que sobresalen San José que deriva agua del río San Juan a la presa Constitución de 1917, Lomo de Toro, para alimentar los canales del Distrito de Riego 023 y Paso de Tablas, para alimentar la planta hidroeléctrica Las Rosas.

Acuíferos

En la cuenca se han identificado cinco acuíferos, que en total cubren una extensión de 1,925 km², representando un 35% de la superficie total de la cuenca. Los acuíferos de San Juan del Río, Tequisquiapan y Cadereyta se localizan en Querétaro y tienen una extensión de 1,363 km². El acuífero Huichapan-Tecozautla se encuentra bajo una superficie de 295 km² de Hidalgo y el acuífero de Polotitlán ocupa una extensión de 267 km² en el Estado de México.

Dentro de la cuenca del río San Juan se localiza la central hidroeléctrica Las Rosas, situada aguas abajo de la presa derivadora Paso de Tablas, en la cual se origina el canal que alimenta la planta. La presa Centenario es la fuente de abastecimiento de este sistema. La hidroeléctrica tiene una demanda anual de 18 Mm³, volumen que luego es descargado al cauce del río unos 50 km antes de la confluencia del río San Juan con el río Tula, sitio donde actualmente se localiza la presa hidroeléctrica Zimapán.

En la actualidad la central hidroeléctrica de Las Rosas funciona sólo esporádicamente dada la disminución de volúmenes aprovechables de la presa Centenario, los cuales se emplean para riego de unidades de los estados de Hidalgo y Querétaro.

En la región existen actualmente cinco acuíferos que cubren una superficie de 1,925 km² y representan 35% de la superficie total de la cuenca. En la cuenca se ha detectado la existencia de 1,289 aprovechamientos de aguas subterráneas que en conjunto extraen un volumen anual de 580.98 Mm³. El uso principal de las aguas del subsuelo en la cuenca es para fines agrícola y pecuario con 87.8%, le sigue el uso público urbano y doméstico con 7.3% y finalmente el uso industrial con 4.9%.

El Distrito de Riego 096, río Arroyozarco tiene una superficie regable total de 19,050 ha, de las cuales 9% de ubican en Hidalgo y el resto en el Estado de México. Sus fuentes de abastecimiento son nueve almacenamientos con una capacidad útil total de 146.3 Mm³, destacan: Huapango, El Molino, Ñadó y San Antonio. Existen además siete derivadoras.

El Distrito de Riego 023, San Juan del Río, se ubica en el estado de Querétaro y cuenta con una superficie de 11,324 ha. Sus fuentes de abastecimiento son cuatro almacenamientos con una capacidad útil total de 129.2 Mm³: San Idefonso, Constitución de 1917, la Llave y la Venta. Cuenta además con dos derivadoras y varios pozos profundos. Internamente los usuarios del distrito se han agrupado en tres módulos que se denominan módulos I y II y el ejido La Palma.

DIAGNÓSTICO HIDRÁULICO

Aguas Superficiales

La cuenca del río San Juan ha tenido un gran desarrollo sobre todo en su porción del estado de Querétaro. Esto ha influido grandemente en la disponibilidad de las aguas, tanto superficial como subterránea. Basta señalar que hasta 1970, año en que entró en operación la presa de almacenamiento Constitución de 1917, se contabilizaban entradas a la presa Centenario del orden 80 Mm^3 anuales y actualmente estas han disminuido a 14 Mm^3 , los cuales incluyen 8 Mm^3 de aguas residuales urbano-industriales de la ciudad de San Juan, por lo que la cuenca sólo aporta 6 Mm^3 en promedio.

Considerando que la cuenca tiene una extensión de $5,427 \text{ km}^2$ y que la lámina de precipitación media anual es de 617 mm , el volumen precipitado sobre la cuenca asciende a $3,347 \text{ Mm}^3$. Se estima que de este volumen sólo 11% conforma el escurrimiento superficial. Así, la cuenca del río San Juan genera un escurrimiento virgen del orden de 350 Mm^3 , de los cuales 37% se genera en la porción del Estado de México, 48 % en Querétaro y 15 % en Hidalgo. En condiciones originales y todavía hasta la década de 1970 existían aportaciones de manantiales, las cuales se estimaban en unos 40 Mm^3 anuales. Actualmente se considera que debido a la sobreexplotación de los mantos acuíferos estas aportaciones se han reducido a un 25%.

Aguas Subterráneas

En los últimos treinta años se ha intensificado la extracción de aguas subterráneas localizadas en la cuenca del río San Juan, este hecho está asociado al creciente desarrollo de los sectores agrícola, pecuario, industrial y de servicios de la región. La extracción de 580.98 Mm^3 de aguas del subsuelo que se realiza en la cuenca, representa 2.4% del volumen total de la extracción en el ámbito nacional.



Figura IV.1. REGIÓN NO.26



Figura IV.2. LOCALIZACIÓN DEL RÍO SAN JUAN

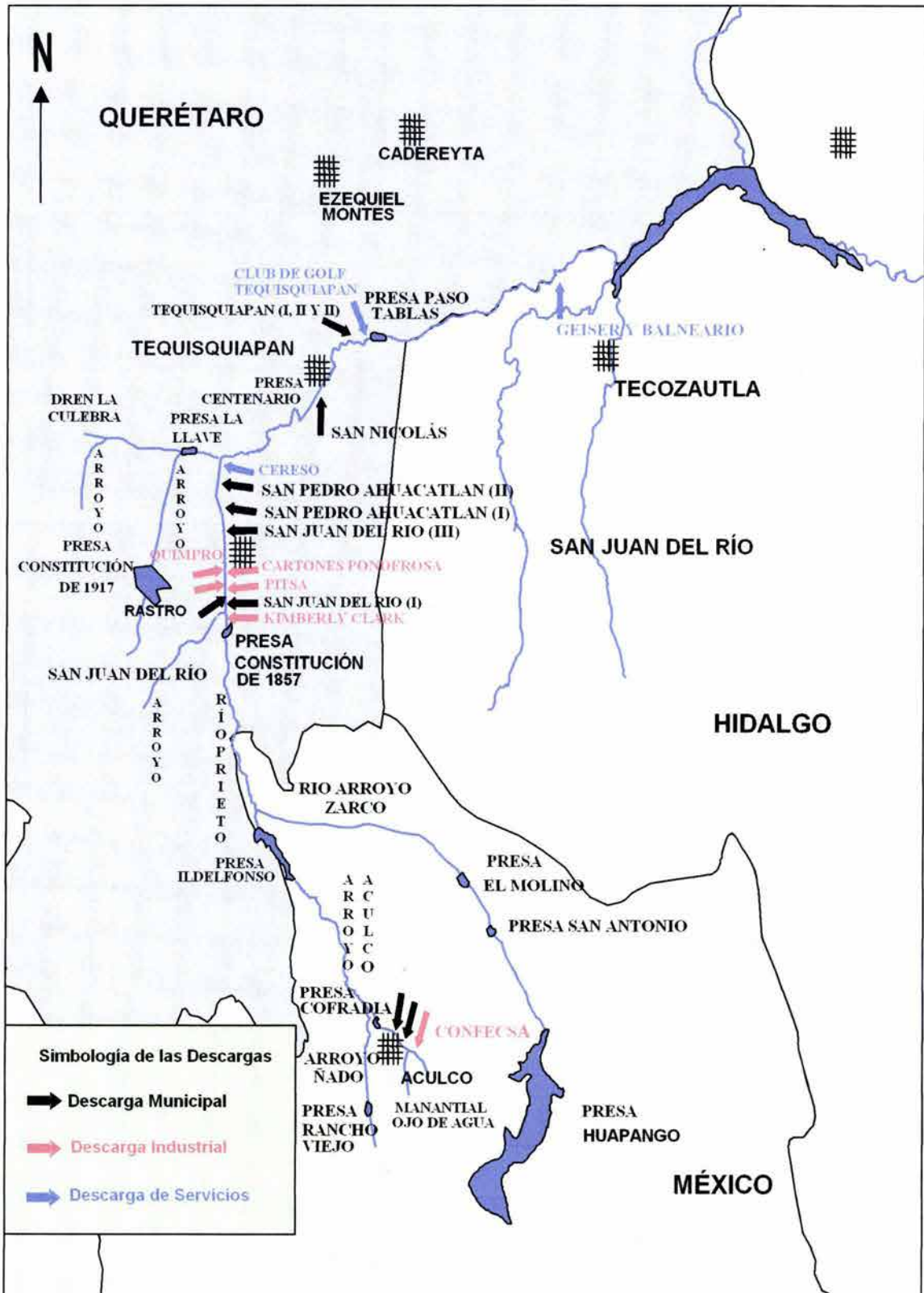


Figura IV.3. LOCALIZACIÓN DE LAS DESCARGAS EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN

IV.2 MODELO DE CALIDAD DEL AGUA QUAL2E

Con el fin de evaluar los planes alternativos de ingeniería para el control y manejo de la calidad del agua, pueden emplearse modelos matemáticos que relacionen las entradas de aguas residuales con la calidad del agua del cuerpo receptor. Los diversos grados de tratamiento, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los sistemas de tratamiento, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, los sistemas de tratamiento regional vs. Plantas múltiples, constituyen algunas de las alternativas específicas cuya influencia sobre la calidad del agua receptora pueden evaluarse mediante la aplicación de los modelos de calidad del agua. Los modelos pueden ayudar también a evaluar el beneficio relativo que se obtiene para la calidad del agua mediante la eliminación de diferentes competentes de los contaminantes.

Los factores que influyen sobre el grado de complejidad del modelo incluyen el tipo de problema de calidad del agua que se desea resolver, las características del cuerpo del agua, la disponibilidad de datos observados, históricos, y actuales sobre la calidad del agua y sobre las descargas de aguas residuales, los riesgos para la salud pública y el ambiente relacionados con el área, la gama disponible de opciones y de estrategias y el tiempo y los recursos financieros disponibles.

Los modelos matemáticos de calidad de agua se pueden clasificar de acuerdo con sus niveles de complejidad. Se presenta a continuación una descripción de los tipos de modelos específicos disponibles, acompañada por una presentación de la teoría básica de los mismos.

TEORÍA

El principio de conservación de la masa constituye la base para cualquier enfoque determinístico sobre el modelaje de la calidad del agua. Este principio requiere que toda la masa de la sustancia de interés, al ser la concentración resultante calculada por el modelo. Es decir, la distribución resultante debe representar en forma adecuada los mecanismos que afectan la distribución de la masa a la vez debe asegurar que la masa total introducida sea considerada en forma apropiada. Las dos categorías principales de los mecanismos que afectan la distribución de la velocidad y la dispersión dentro del cuerpo de agua, y las reacciones cinéticas debidas a la naturaleza reactiva de las sustancias consideradas, las cuales tienen implicancias sobre la calidad del agua.

El principio de conservación de la masa puede formularse en una ecuación matemática aplicable a los parámetros más importante de calidad del agua, como función de posición n y tiempo t . Supongamos que $c = c(n,t)$ es la concentración del parámetro de calidad del agua en consideración. Entonces la ecuación general tridimensional de conservación de la masa variable en el tiempo sería :

Donde:

$$E_n \frac{\partial C}{\partial h} - V_n C \quad \text{Ecuación IV.1}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial h} (\text{FLUJO}) \pm S \quad \text{Ecuación IV.1a}$$

n = dirección x, y, z.

E = matriz de coeficiente de dispersión.

V = vector de la velocidad.

S = fuentes y pérdidas de masa (provocadas por el hombre y/u otros)

Esta ecuación de diferenciación parcial y tridimensional constituye la expresión más general que dispone para el principio de conservación de la masa, y puede emplearse para describir la distribución de las variables de calidad del agua en los arroyos, ríos sujetos a la marea, estuarios, embalses, lagos, y regiones costeras.

Se conocen pocas soluciones analíticas para la anterior ecuación en su forma general. Sin embargo, no es necesario aplicarla en esa forma en todos los casos. Por ejemplo, en ciertos cuerpos de agua, especialmente en los ríos de agua dulce, las gradientes de calidad del agua en sus direcciones laterales y verticales pueden ser insignificantes. Por lo tanto, la ecuación IV.1 se reduce a su forma unidimensional.

Bajo condiciones de estado permanente, las cuales indican condiciones constantes en tiempo, $\frac{\partial C}{\partial t}$ es igual a cero, y suponiendo constante la geometría, flujo y tasas de reacción cinética, la solución analítica de la ecuación IV.1 de forma unidimensional para oxígeno disuelto es comúnmente conocida como "la ecuación de depresión de oxígeno disuelto de Streeter-Phelps IV.1".

En otros cuerpos de agua, como lagos, estuarios grandes, etc., normalmente se requiere la aplicación de un análisis bidimensional o tridimensional. En tal caso, para solucionar la ecuación IV.1, es necesario recurrir a técnicas numéricas. La estrategia básica consiste en reemplazar la ecuación diferencial parcial con aproximaciones de diferencias finitas. Esto se lleva a cabo segmentando primero el cuerpo de agua en elementos de volumen relativamente pequeños, en los que se supone existe una concentración de masa bastante uniforme. Estos segmentos de volumen son interconectados y forman la base para estructurar cualquier configuración general del cuerpo natural de agua. En consecuencia, la ecuación diferencial parcial se reduce a una serie acoplada de ecuaciones diferenciales ordinarias en el tiempo. Si se asume la existencia de un estado estable, $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$, dichas ecuaciones se convierten en una serie de ecuaciones algebraicas, una ecuación para cada sección finita, cuya solución se obtiene por inversión de la matriz o por técnicas de aproximación.

Análisis de cinética lineal y estado permanente

Es posible analizar una gran variedad de problemas de planificación mediante la aplicación de modelos matemáticos de estado permanente, capaces de proporcionar el detalle espacial necesario para variables importantes de la calidad del agua bajo condiciones críticas. El intervalo de tiempo necesario para establecer condiciones de estado permanente varía de acuerdo con la naturaleza del sistema, lo cual incluye parámetros de reacción, dispersión y advección. Desde el punto de vista hidrológico, un arroyo, la condición constante puede establecerse rápidamente y de igual forma desbaratarse con facilidad, mientras que en un estuario es necesario un periodo más largo de tiempo debido a la presencia de la dispersión. En el primer caso, el intervalo puede ser de horas o días, mientras que en el segundo de semanas o meses.

Muchas reacciones de naturaleza física, química o biológica que ocurren en aguas naturales pueden ser representadas por cinéticas de primer orden; la tasa de reacción es proporcional a la concentración de la sustancia. Este orden cinético constituye una aproximación práctica a muchas reacciones, que ha demostrado ser adecuada para el análisis de un gran número de componentes existentes en aguas naturales.

Se dispone de programas de computador basados en dos enfoques de solución para un análisis de cinética lineal y estado permanente. El primer enfoque, que puede denominarse el **enfoque de solución continua**, emplea la solución analítica para la versión unidimensional de la ecuación IV.1 para el estado permanente con coeficientes constantes. La mayor parte de los ríos o estuarios tienen características geométricas e hidráulicas, tales como áreas de sección transversal, profundidades de flujo, que varían a largo del cauce. Las tasas de reacción cinética varían también espacialmente. Con el fin de representar estas variaciones en forma matemática, es necesario dividir el sistema en varios segmentos individuales, cada uno de los cuales se caracteriza por tener sus propios parámetros cinéticos y físicos-hidráulicos. De esta manera, tanto los cambios de la geometría, los tributarios, las represas, los afluentes como las tasas cinéticas, pueden ser incorporados en la definición matemática del sistema. Las soluciones se anotan en términos de coeficientes desconocidos que pueden ser evaluados por medio de una secuencia de balances de masa e igualdades de concentración. En consecuencia, las soluciones continuas se logran a lo largo de cada tramo del cuerpo de agua.

El segundo enfoque, que puede denominarse el enfoque de diferencias finitas, reemplaza fundamentalmente, en la ecuación de estado permanente, a las derivadas por aproximaciones de diferencias, conforme lo analizado anteriormente. La solución se obtiene por medio de una técnica de inversión de la matriz tal como la técnica de eliminación Gaussiana.

La ventaja relativa que se obtiene con el enfoque de solución continua consiste en que tramos más largos del cuerpo de agua pueden ser examinados sin necesidad de recurrirse a una aproximación finita. Como tal, el tamaño de la matriz a invertirse es menor que del enfoque de diferencias finitas. El enfoque de solución continua también cualquier dispersión numérica que resulte de la aproximación de segmentos finitos.

Por otro lado, el enfoque de diferencias finitas es más general y puede ser aplicado fácilmente en cuerpos de agua de hasta tres dimensiones.

Los parámetros de calidad del agua que pueden ser evaluados mediante cada enfoque incluyen ciertos sólidos disueltos, organismos coliformes, nutrientes, oxidación de compuestos carbonáceos y nitrogenados, oxígeno disuelto, temperatura y ciertas sustancias tóxicas.

La información de entrada necesaria para cada enfoque incluye datos sobre las descargas de aguas residuales (tanto puntuales y dispersas), las tasas de reacción, los factores hidrodinámicos (estado permanente), la geometría y la temperatura. Los datos de entrada normalmente requeridos tanto en el modelo de solución continua como en el modelo de diferencias finitas son similares.

Las anteriores formulaciones constituyen aproximaciones matemáticas a sistemas naturales complejos. Como tales, a menos que no se realice una verificación con datos observados, dichas formulaciones no pueden ser clasificadas como modelos funcionales. El procedimiento de verificación incorpora la comparación de datos observados con datos calculados en base a varias combinaciones de la descarga de aguas residuales, la temperatura y el flujo de agua. Mientras mayor sea el rango de condiciones que el modelo aproxima con un conjunto consistente de parámetros de insumos básicos, mayor será la probabilidad para realizar una extrapolación realista.

Como una verificación preliminar del modelo, muchas veces es prudente investigar la distribución de otras variables que tienen datos adecuados disponibles. Por ejemplo, puede estudiarse la distribución salina en los estuarios, aún cuando no se le atribuya a la salinidad ninguna significancia en la calidad del agua. Mediante la comparación de los cálculos del modelo matemático con las distribuciones de salinidad observadas, es posible realizar una evolución de los parámetros dispersos e hidrodinámicos empleados en el modelo.

El desarrollo del modelo y la obtención de datos pueden llevarse a cabo en forma simultánea, complementándose ambas partes. Las deficiencias en los datos se podrán indicar con facilidad durante este proceso.

Puede considerarse que el modelo ha sido verificado si prevé en forma satisfactoria el cambio producido en la calidad del agua como resultado de un cambio significativo en las entradas al sistema o si se ha efectuado un cambio en el mismo medio ambiente del cuerpo de agua.

La extensión del procedimiento de verificación depende mayormente del tipo fenómeno y de la severidad del problema en la calidad del agua. Por ejemplo, si el problema en la calidad del agua se debe a la presencia de niveles tóxicos de un material en una toma de agua potable, entonces se llevaría a cabo un análisis riguroso. Sin embargo, si se trata de un cumplimiento marginal con respecto a una norma de sólidos disueltos totales, el nivel del esfuerzo se vería reducido sustancialmente.

Análisis de sustancias conservativas variables en el tiempo

Existen dos marcos básicos de tiempo en los cuales se puede aplicar un análisis de sustancias conservativas variables en el tiempo. El primero se ocupa de las tendencias a largo plazo, de las sustancias que son conservativas, como los sólidos disueltos totales (SDT), o de aquellas sustancias que cambian a tasas tan lentas que pueden ser consideradas como conservativas. Este análisis emplea una gran escala geométrica junto con un balance hídrico anual. Los insumos necesarios incluyen las cargas regionales geometría del área de interés.

Análisis cinético lineal variable en el tiempo

En algunos contextos de planificación es necesario realizar la evaluación de las variaciones en la calidad del agua variables en el tiempo. La escala de tiempo en la que estas variaciones se consideran importantes, varía considerablemente y depende del propósito del análisis, de la naturaleza de los fenómenos y del orden de las variaciones temporales.

Los parámetros de calidad del agua que pueden evaluarse con este método incluyen los organismos coliformes, los nutrientes, la oxidación de compuestos carbonáceos y nitrogenados, el oxígeno disuelto estacional y de las fuentes dispersas de desechos estacionales constituyen ejemplos de los tipos de problemas a los cuales puede aplicarse este tipo de análisis. Es posible llevar a cabo también un análisis simple de eutroficación.

El modelo matemático a aplicarse normalmente utiliza el enfoque de diferencias finitas. Las ecuaciones diferenciales resultantes en el tiempo se resuelven numéricamente aplicando el esquema de integración numérica como el de segundo orden Runge-Kutta. El modelo es multidimensional y como tal puede aplicarse a cualquier cuerpo de agua.

Los criterios acerca de los datos de entrada necesarios para un análisis cinético lineal variable en el tiempo son un tanto más rigurosos que para un análisis de estado permanente. Además de los datos de entrada necesarios para el modelo de estado permanente es necesario definir también cómo éstos varían en tiempo. Los insumos que generalmente presentan variaciones temporales son: el flujo de agua dulce, la temperatura, la descarga de aguas residuales y ciertas reacciones físicas, químicas y biológicas.

La demanda de datos para realizar el procedimiento de verificación de un modelo variable en el tiempo sustancial. La verificación se lleva a cabo mediante comparaciones espaciales de datos observados y calculados obtenidos secuencialmente como: $t = 0$, $t = 2$, ..., $t = n$. Es imprescindible que se utilicen los datos tomados durante una condición no constante; los datos observados, logrados bajo condiciones constantes en el campo, no pueden emplearse en la verificación de un modelo variable en el tiempo.

Análisis cinético no lineal variable en el tiempo

Generalmente es necesario aplicar un análisis cinético no lineal variable en el tiempo para realizar una evaluación detallada de los problemas de eutroficación. Este tipo de análisis

representa la tecnología más avanzada que se encuentra disponible en el modelaje de calidad del agua. Se precisa de las relaciones cinéticas no lineales debido a las complejas

relaciones mutuas existentes entre las algas, los nutrientes, el zooplancton y los fenómenos físicos como la luz solar, etc.

El modelo matemático a aplicarse utiliza el enfoque de diferencias finitas y es multidimensional. Se emplea el esquema de integración numérica. La hipótesis fundamental en las formulaciones cinéticas reside en que la tasa de crecimiento de las algas se produce, según las cinéticas de crecimiento Monod con respecto a los nutrientes importantes, v.g., nitrógeno, fósforo y/o sílice. Es decir, durante un nivel adecuado de concentración de substrato, la tasa de crecimiento procede a nivel máximo o de saturación, tasa prevalente por la temperatura y las condiciones de luz existentes siguiendo esencialmente las cinéticas de crecimiento de primer orden. Sin embargo, a bajas concentraciones de nutrientes la tasa de crecimiento se vuelve proporcional a la concentración de nutrientes; en consecuencia, son cinéticas de crecimiento interaccionados como los siguientes:

- a. Clorofila del fitoplancton
- b. Carbono del zooplancton
- c. Nitrógeno orgánico
- d. Nitrógeno amoniacal
- e. Nitrógeno de nitrito y nitrato
- f. Fósforo orgánico
- g. Fósforo inorgánico
- h. Demanda bioquímica de oxígeno
- i. Oxígeno disuelto
- j. Silicato disuelto

y según la cadena alimenticia, el nivel de peces.

En vista de las muchas incertidumbres relacionadas con el fenómeno de la eutroficación, es preciso realizar un análisis de verificación detallada antes de utilizar con propiedad este tipo de análisis como una herramienta de planificación. Será necesario disponer entonces de una gran cantidad de datos que cubran una amplia gama de parámetros en la calidad del agua, así como de datos físicos tales como la luz solar, la turbiedad, entre otros, que podrían afectar el crecimiento de las algas y que serían utilizados como entradas al modelo. Sería necesario realizar también una evaluación rigurosa de la variación de las descargas de desechos líquidos tanto para las fuentes puntuales como para las dispersas.

Programa QUAL2E

Los modelos de calidad del agua pueden ser aplicados confiablemente para predecir las condiciones de los diversos parámetros en el futuro, tiene que cumplir con una ecuación básica: reproducir aceptablemente las condiciones actuales.

Por esto quiere decir que si uno o más parámetros están indicados para ser seleccionados como representativos de los cambios de calidad que interesa investigar, es esencial que el modelo elegido calcule la concentración en el momento actual (o ligeramente anterior) de modo que sean sensiblemente iguales a los que se determinen por pruebas de campo y laboratorio. Esto es lo que se llama la calibración de un modelo. Como la calibración se refiere generalmente a un intervalo de tiempo (por ejemplo estacional o con determinadas condiciones hidrometeorológicas) normalmente se valida la calibración y el modelo con otro período estacional o lapso de modo que también produzcan las condiciones actuales.

El modelo QUAL2E es un modelo versátil de calidad de corrientes de agua. Puede simular hasta 15 parámetros de calidad del agua en cualquier combinación que se requiera. Los parámetros que puede simular el modelo se listan en la cuadro IV. a

Cuadro IV. a. Parámetros que puede simular QUAL2E.

Parámetro simulado	Siglas
Oxígeno Disuelto	(OD)
Demanda Bioquímica de Oxígeno	(DBO)
Temperatura	(T)
Algas como Clorofila a	(A)
Nitrógeno Orgánico	(N-O)
Nitrógeno Amoniacal	(N-NH ₃)
Nitrógeno como Nitritos	(N-NO ₂)
Nitrógeno como Nitratos	(N-NO ₃)
Fósforo Orgánico	(P-O)
Fósforo Disuelto	(P-Dis)
Coliformes	(CI)
Parámetro arbitrario no conservativo	(ANC)
Tres parámetros conservativos	(PC)

Cuando el ciclo del fósforo o del nitrógeno no se simulan, el modelo asume que estos no limitarán el crecimiento de las algas. El modelo puede simular tanto DBO última como DBO a 5 días.

El modelo es aplicable a corrientes que estén bien mezcladas. Asume que los principales mecanismos de transporte, advección y dispersión, son significativos solamente en la dirección principal del flujo (eje longitudinal del canal o corriente). Permite la entrada de

descargas de agua múltiples, aprovechamientos, flujos tributarios e incrementos o decrementos de flujo. También tiene la capacidad de calcular los flujos de dilución necesarios para cumplir con un nivel determinado de oxígeno disuelto. Para resolver las ecuaciones de transporte de masa y reacción utiliza la herramienta de diferencias finitas; es decir, que divide al río en un número específico de elementos computacionales y para cada elemento realiza un balance hidrológico en términos de flujo, un balance de energía en términos de temperatura, y un balance de materia en términos de concentración.

De manera similar, para el elemento, se puede escribir un balance de materiales para cualquier componente C . En el balance de materiales se considera tanto transporte de

masa (QC) como dispersión, $\left(A \frac{D_L}{\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \right)$, conforme la masa se mueve a lo largo del

eje de la corriente. La masa puede removerse y añadirse del sistema vía fuentes y aprovechamientos externos ($Q_x C_x$), y también, puede ser añadida y removida vía fuentes y sumideros internos (S_i), tales como fuentes bénticas y transformaciones biológicas.

La corriente se conceptualiza como una cadena de reactores completamente mezclados (elementos computacionales) que están ligados secuencialmente, uno a otro, vía los mecanismos de transporte y dispersión. Los grupos secuenciales de estos reactores se definen como tramos en los cuales los elementos computacionales tienen las mismas propiedades hidrogeométricas (sección transversal de canal, rugosidad, etc.) y constantes de velocidad biológica (velocidad de consumo de DBO, velocidad de fuentes bénticas, velocidad de sedimentación de algas, etc.).

SIMULACIÓN DE QUAL2E

QUAL2E Simulation			
Description of this run		CALIBRACIÓN DEL RÍO SAN JUAN [2003]	
Simulation Type	Units	Maximum Iterations	30
<input checked="" type="radio"/> Steady state	<input type="radio"/> U.S. units		
<input type="radio"/> Dynamic	<input checked="" type="radio"/> Metric	Starting day of simulation	60
<input type="checkbox"/> Uncertainty Analysis			
<input type="checkbox"/> Flow Augmentation			
<input checked="" type="checkbox"/> Trapezoidal channels			
Stream System			
Number of reaches		11	

Pantalla IV.1 SIMULACIÓN DE QUAL2E

Hidráulicamente, el modelo está limitado a la simulación de períodos de tiempo durante los cuales tanto el flujo de la corriente como las descargas de contaminantes son constantes. El modelo puede operar en estado estacionario o en estado dinámico.

Como se puede observar en la pantalla IV.1 se visualizan seis casillas:

1. Descripción de la corrida
2. Tipo de Simulación: estado estacionario y dinámico
3. Unidades: Sistema Internacional y Sistema Inglés.
4. Máximo de iteraciones y día que empieza la simulación
5. Análisis de incertidumbre, Aumento del Flujo y Canales Trapezoidales.
6. Sistema de corrientes. Número de tramos.

Descripción de la corrida. En este caso se le da un título a la corrida: Calibración del Río San Juan.

Tipo de Simulación. En este menú se tienen dos opciones:

- **Estado Permanente**

Cuando se opera en estado estacionario, puede ser usado para estudiar el impacto de descargas de agua (magnitud, calidad y ubicación) en la calidad del agua de la corriente; y también puede ser usado junto con un programa de muestreos para identificar la magnitud y características de descargas no puntuales.

- **Dinámico**

Operando el modelo dinámicamente, el usuario puede estudiar los efectos de variaciones diurnas de los datos meteorológicos en la calidad del agua (principalmente oxígeno disuelto y temperatura) y también puede estudiar las variaciones diurnas de oxígeno disuelto debidas al crecimiento de las algas.

Para entender cada uno de los tipos de simulación que se tiene en QUAL2E se definen los siguientes conceptos:

BALANCE DE MASA

En la **Figura IV.2** se supone un cuerpo de agua que recibe una carga de polución W en el punto $x = 0$. El caudal Q es el encargado de transportar advectivamente el contaminante. Si no existiera dispersión al contaminante se trasladaría como un tapón, sometido a una reducción en concentración por el efecto de la reacción, en mayor o menor grado según el coeficiente característico K (similar al que se indicó antes en el caso de bacterias, **Figura IV.3**). Pero la dispersión aún altera más la concentración resultante del contaminante.

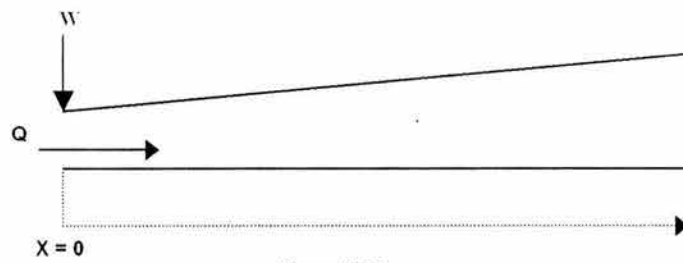


Figura IV.2

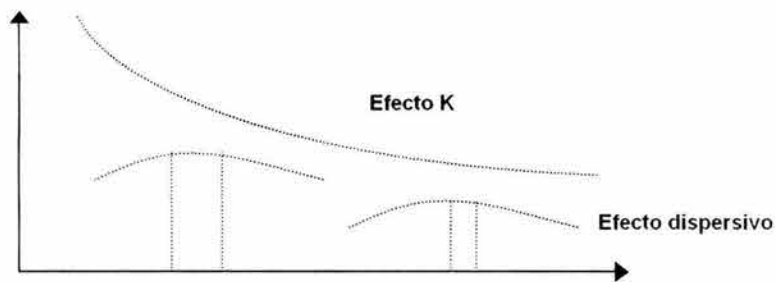


Figura IV.3

Además de que existe dispersión cuando hay un gradiente marcado de concentración. Examinemos el cuerpo más de cerca:

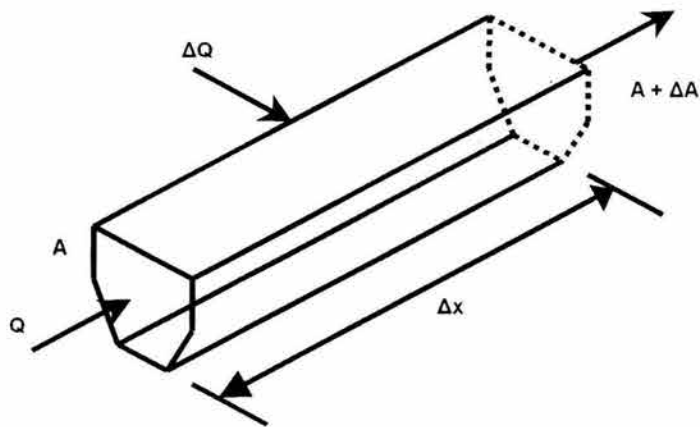


Figura IV.4

Por la cara posterior, este efecto advectivo estaría dado por:

$$(Q + \Delta Q)(C + \Delta C)\Delta t$$

que sería la masa del contaminante que sale, si existe un aporte ΔQ en el intervalo Δx .

Ya se ha visto que el efecto dispersivo es proporcional al gradiente de concentración y a la superficie sobre la cual actúa.

Entonces, si lo que entra al volumen es positivo, el efecto dispersivo será negativo por la naturaleza del gradiente o sea

$$-E \times A \times \frac{\partial C}{\partial x} \times \Delta t$$

de donde se ve que las unidades de E serían $\frac{[L^2]}{[T]}$

La salida, en la cara $A + \Delta A$ por efecto dispersivo es entonces:

$$+(E + \Delta E)(A + \Delta A) \left[\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \Delta x \right] \Delta t$$

Por efecto de la reacción o degradación, el contaminante rebaja su masa en una cantidad

igual a: $K C V \Delta t$ donde $K = \left[\frac{1}{T} \right]$, siendo V el volumen elemental que estamos

considerando, $V = A \Delta x$. Si sumamos los efectos y le agregamos las cargas que recibe en V el total algebraico será igual a la variación de la masa en el volumen V o sea $V \Delta C$.

Donde $\sum W$ es la suma de cargas de polución en Δx .

Se ve entonces, desarrollando y eliminando términos iguales, que:

En consecuencia:

$$\begin{aligned}
 V\Delta C = & \underbrace{QC\Delta C - (Q + \Delta Q) \left(C + \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \right) \Delta t}_{\text{Advección}} + \\
 & + \underbrace{\left(-EA \frac{\partial C}{\partial x} \Delta t \right) + (E + \Delta E)(A + \Delta A) \left[\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \Delta x \right] \Delta t}_{\text{Dispersión}} + \\
 & + \underbrace{(-KCA \Delta x \cdot \Delta t)}_{\text{Reacción}} + \Sigma W
 \end{aligned}$$

$$V\Delta C = -Q \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \Delta t - \Delta Q C \Delta t + EA \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \Delta x \Delta t + E\Delta \frac{\partial C}{\partial x} \Delta t - KCA \Delta x \Delta t + \Sigma W$$

donde se han depreciado infinitésimos de orden superior

Dividiendo por $A \Delta x \Delta t$ se obtiene, en el límite:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial Q}{\partial x} \frac{C}{A} + E \frac{\partial A}{\partial x} \frac{1}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - KC + \Sigma \frac{W}{A \Delta x \Delta t}$$

O sea, reordenando:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \left[\frac{E}{A} \frac{\partial A}{\partial x} - \frac{Q}{A} \right] \frac{\partial C}{\partial x} + \left[-\frac{1}{A} \frac{\partial Q}{\partial x} - K \right] C + \Sigma W^1 \quad \text{Ecuación IV.2}$$

Esta es la ecuación general que gobierna el fenómeno.

Si consideramos que el intervalo Δx no existe variación del caudal ($\Delta Q = 0$) ni del área transversal (pudiendo asumirse que no existe aporte de cargas de polución) entonces:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} - KC \quad \text{Ecuación IV.3}$$

donde $u = \frac{Q}{A}$ es la velocidad del agua.

La ecuación IV.3 es de capital importancia en la comprensión de la distribución de un contaminante. El término ΣW^1 o bien ΣW es el reflejo de las cargas o extracciones (fuentes o sumideros) de contaminantes en el sistema.

Esto puede ser debido a causas naturales como consecuencia de diferencias en terrenos, geología, vegetación y otras, o bien de modificaciones introducidas por el hombre como almacenamiento, consumos descargas, tratamientos y similares.

Como se ve en la ecuación IV.3, el término $E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$ representa la influencia de la dispersión; $u \frac{\partial C}{\partial x}$ la del transporte advectivo y KC la de la reacción (supuesta de primer orden)

Régimen Permanente

En esta situación, K es igual a cero, y los otros dos parámetros de la ecuación IV.4, así como la concentración de la descarga se suponen constantes. Para efectos de simplificar aún más el análisis supongamos que el resto de los parámetros no varían con el espacio.

De esta manera, el supuesto de régimen permanente permite escribir de la siguiente manera :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left(-\frac{Q}{A} \right) \frac{\partial C}{\partial x} + \left(-\frac{1}{A} \frac{\partial Q}{\partial x} - K \right) C + \Sigma W'$$

$$\Sigma W' = 0$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{C}{A} \frac{\partial Q}{\partial x} - KC \quad \text{Ecuación IV.4}$$

o escrito en forma más reducida:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial(QC)}{\partial x} - KC \quad \text{Ecuación IV.5}$$

Las ecuaciones IV.4 y IV.5 representan la ecuación diferencial básica para el estudio de un sistema simple y no dispersivo. Como se indicó anteriormente, este modelo asume que no existe mezcla (o dispersión) y se conoce comúnmente como modelos advectivo o modelo de máximo gradiente.

Régimen Impermanente o Transiente

Para analizar la situación de régimen transiente es conveniente volver a la ecuación general obtenida a partir de un balance de masas:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{C}{A} \frac{\partial Q}{\partial x} - K \cdot C \quad \text{Ecuación IV.6}$$

Para efectos de su solución analítica consideremos una situación más simple en la que los parámetros Q , A y K son constantes en el tiempo, pero pueden variar en el espacio. La descarga de residuos líquidos varía en el tiempo según una relación del tipo W_t . De esta manera, la ecuación IV.6 se puede escribir como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - (K + v)C \quad \text{Ecuación IV.7}$$

Donde:

$$v(x) = \frac{1}{A} \frac{\partial Q}{\partial x}, \quad C = C_0(t) \quad \text{en} \quad x = 0 \quad \text{y} \quad C_0(t) = \frac{W(t)}{Q_R + Q_D} = \frac{W(t)}{Q_M}$$

suponiendo que C_R , la concentración en el río, es nula.

La solución de la ecuación IV.7 se puede obtener mediante el método de las características con lo que se tiene:

$$C(x, t) = C_0(t - t^*) e^{-\Phi_1(x)} \quad \text{Ecuación IV.8}$$

$$C(x, t) = \frac{W(t-t^*)}{Q_M} e^{-\Phi_1(x)}$$

Ecuación IV.9

Donde:

$$\Phi_1(x) = \int_0^x \frac{K+v}{u} d\xi$$

Ecuación IV.10

y

$$t^* = \text{tiempo de viaje a } x = \int_0^x \frac{dx}{u}$$

Ecuación IV.11

En el menú IV1.c se tiene dos opciones de Sistemas de Unidades :

Units

 U.S. units Metric

Menú IV.1c. Unidades

- Sistema Inglés
- Sistema Métrico

En el menú IV.1d. Se muestran varias opciones dependiendo del tipo de simulación:

Maximum Iterations

30

Starting day of simulation

180

Menú V.1d

En el caso de una simulación en estado permanente se activan las siguientes opciones:

Máximo número de iteraciones

Es el número máximo de iteraciones que se permiten en la convergencia de solución para una simulación regular. El valor predeterminado es 30.

El día que comienza la simulación

Es el día del año en que comienza la simulación.

En el caso de una simulación de estado dinámico se activan las siguientes opciones:

Tiempo que transcurre

Es el tiempo que transcurre en horas para el caso de la simulación dinámica.

Duración total de la simulación

Es el tiempo máximo de recorrido que se debe introducir, para una simulación dinámica, en horas. Este valor representa el tiempo aproximado en horas que requiere una partícula de agua para viajar desde el punto más elevado (aguas arriba) al punto menos elevado (aguas abajo) en el sistema.

Incremento de tiempo

El incremento de tiempo en horas se utiliza para obtener el resumen intermedio de los informes de perfiles de concentración.

En el menú IV.1e. Se presentan las siguientes opciones:

- Uncertainty Analysis**
- Flow Augmentation**
- Trapezoidal channels**

Menú IV.1e

Análisis de incertidumbre

El análisis de incertidumbre para la simulación del modelo esta asumiendo un importante crecimiento en el campo del manejo de calidad del agua. Los ímpetus para este interés son proporcionados por un reciente conocimiento público sobre los riesgos de la salud de la disposición irregular de descargas toxicas, como también como por un continuo énfasis que comprende la EPA sobre la valoración del riesgo.

Tres técnicas de análisis de incertidumbre han sido empleadas en QUAL2E: análisis de sensibilidad, análisis de error de primer orden o Simulación de Monte Carlo.

Al usuario le es proporcionado el menú IV.1e para la flexibilidad, porque le método difiere en sus suposiciones y no siempre se esta de acuerdo. La discrepancia puede ser explicada por errores en el primer orden de aproximación o por errores debido al sistema del cálculo de la varianza. La Simulación de Montecarlo tiene la ventaja de la salida de distribución de frecuencia, pero eso conlleva a una gran cantidad de cálculos. El primer orden de error propagación proporciona una estimación directa de la sensibilidad del modelo, pero esta variabilidad es usualmente más indicativa de la varianza de los componentes del modelo estructural dinámico.

QUAL2E-UNCAS

Tres técnicas de análisis de incertidumbre pueden ser desarrolladas en QUAL2E-UNCAS: **Análisis de Sensibilidad, Análisis de Error de Primer Orden y Simulación de Monte Carlo**. El usuario proporciona éste arreglo de opciones para la flexibilidad, porque los métodos difieren en hipótesis y no siempre están de acuerdo: las discrepancias pueden ser explicadas por errores de primer orden de aproximación que tiene ventaja en la salida de frecuencia de distribuciones del modelo, pero eso requiere de muchos cálculos. El primer orden de error de propagación proporciona una estimación directa de sensibilidad del modelo, pero la variabilidad es usualmente más indicativa que la varianza de los componentes del modelo dinámico en la estructura del modelo.

La metodología proporcionada en QUAL2E-UNCAS permite que el usuario del modelo ejecute el análisis de incertidumbre con una relativa facilidad y un manejo eficiente de resultados en la salida proveniente del análisis. Aunque la aplicación específica para el modelo QUAL2E, su metodología es general. El preproceso y posproceso de los algoritmos usados son: en principio, aplicable a varios modelos de calidad del agua. El preproceso permite al usuario seleccionar variables y/o los parámetros para ser alterados, sin tener que reestructurar manualmente el juego de datos de entrada. Ésta tarea es ejecutada automáticamente por el preproceso por varias condiciones de incertidumbre tal como el usuario desea para simular. El proceso almacena y manipula sólo la salida de interés, de esta manera reduce potencialmente el volumen de salidas. El usuario debe seleccionar las variables más importantes y localizaciones en el cadenamiento del río donde los efectos de incertidumbre se necesitan para analizar.

Análisis de sensibilidad

El uso normal del análisis de sensibilidad es logrado usando una variable en un tiempo aproximado. Sensibilizar más de una variable de entrada en el tiempo es un método atractivo para reunir sus efectos de interacción en la variable de salida. Cuando varios parámetros de entrada y variables son alteradas, implica, que el número de combinaciones para ser analizadas aumenta, esto complica la interpretación de resultados. Experimentalmente el diseño de estrategias puede ser eficientemente aplicadas en esta situación para obtener principalmente los efectos de interacción de la entrada de variables.

Con la opción de análisis de sensibilidad en QUAL2E-UNCAS, el usuario puede variar solo las entradas, en grupos, o usando estrategias de diseño de diseño factorial. El Análisis de Sensibilidad requiere identificar la entrada de variables a modificar y especificar la magnitud de la alteración. La salida para cada simulación de sensibilidad consiste en los cambios(sensibilidades) del valor (S) de cada variable de salida (ΔY) como resultado de los cambios en el valor (S) de la variable de entrada (ΔX). Esta salida es proporcionada en forma tabular, similar al resumen final de QUAL2E, excepto que en el menú de entrada son más sensibles que las variables de salida.

QUAL2E-UNCAS también tiene la capacidad de reunir principalmente los efectos de interacción de las variables de entrada con las variables de salida por medio de sensibilidad de acuerdo a un factorial de nivel 2 de las estrategias de diseño factorial. Actualmente QUAL2E-UNCAS adopta solo dos variables (2^2) y tres variables (2^3) diseños factoriales. Como un análisis normal de sensibilidad, el usuario especifica los nombres de las variables para ser modificadas y la magnitud de esa modificación. El diseño factorial de los cálculos para un principal y efectos de interacción son ejecutados usando procedimientos normales estadísticos.

QUAL2-E calcula los valores de cada variable de salida para cada elemento computacional en el sistema, la salida del diseño factorial sería voluminoso si se ejecutara para cada elemento. De esta manera, el usuario debe especificar las localizaciones particulares (máximo de 5) en la cuenca de análisis para ser ejecutado. Las localizaciones críticas, como el oxígeno disuelto decaído, o la localización antes de la zona de mezcla de la confluencia de un tributario o punto de descarga, son usualmente incluidos entre esas dos opciones de análisis.

Análisis de Error de Primer Orden

El análisis de error de primer orden utiliza la aproximación de primer orden para la relación del cálculo de varianzas en situaciones multivariadas. La entrada de variables son supuestas para actuar independientemente (las covarianzas son ignoradas) y el modelo es lineal (el más alto orden de los términos de la expansión de Taylor son omitidos). Las aproximaciones de primer orden para los componentes de la varianza de salida son confiables.

Las salidas de QUAL2E-UNCAS para el análisis de error de primer orden consiste de dos partes (a) una tabulación de sensibilidad de coeficientes normalizada y un listado de componentes de la varianza. Los coeficientes de sensibilidad normalizada representan el porcentaje de cambio en la variable de salida, resultado del 1% de cambio en cada variable de entrada y son calculados como sigue:

Los componentes de la varianza para cada variable de salida Y son los porcentajes de la varianza de salida atribuido a cada variable de entrada X, calculado de la siguiente manera:

$$S_{ij} = \frac{\left(\frac{\Delta Y_j}{Y_j} \right)}{\left(\frac{\Delta X_i}{X_i} \right)} \quad \text{Ecuación IV.12}$$

S_{ij} = coeficiente de sensibilidad normalizado para la salida Y_j de la entrada X_i ;

X_i = valor base de la variable de entrada

Δx_i = magnitud de la perturbación de entrada

Y_j = valor base de la variable de salida

ΔY_j = sensibilidad de la variable de salida

Los componentes de la varianza para cada variable de salida Y son los porcentajes de la varianza de salida atribuido a cada variable X, calculado de la siguiente manera:

$$\text{Var} (Y_J) = \sum_i \text{Var} (X_i) \left(\frac{\Delta Y_J}{\Delta X_i} \right)^2 \quad \text{Ecuación IV.13}$$

Donde:

$\text{Var}(Y_J)$ = varianza de la variable de salida Y_J .

$\text{Var}(X_i)$ = varianza de la variable de entrada X_i .

Y_J y X_i son definidas en la ecuación IV. 12

Como puede verse en la ecuación IV.13, cada término en la sumatoria es un componente de la varianza de la variable de salida, Y_J , contribuye por medio de una variable de entrada X_i . Los componentes de la varianza de salida, $\text{Var} (Y_J)$, representa un suplemento de las varianzas de entrada, $\text{Var} (X_i)$, por el cuadrado de la sensibilidad de la salida a la entrada del modelo, $(\Delta Y_J/\Delta X_i)$. De este modo una particular variable de entrada puede ser grande (pequeña) contribuyendo a la varianza de salida, si alguno tiene una grande (pequeña) varianza de entrada o un coeficiente de sensibilidad grande (pequeño), o ambos. Ejecutando múltiples análisis de primer orden con valores diferentes de X_i proporciona una estimación con base al modelo no-lineal. Las salidas que son no lineales en X_i va a tener una uniforme sensibilidad de los coeficientes $(\Delta Y_J/\Delta X_i)$, como ΔX_i cambie.

En aplicaciones normales el análisis de error de primer orden, para todas las variables de entrada son modificadas. De esta manera las contribuciones a la varianza de salida de todas las entradas son calculadas. QUAL2E-UNAS tiene la capacidad, sin embargo, en contraste con el número de variables de entrada para ser incluidas en un análisis de error de primer orden. Esta limitación es desarrollado por el usuario para especificar el grupo genérico de entradas.

Los requerimientos de entrada para el análisis de error de primer orden consiste en: (a) de la magnitud de la perturbación de la entrada, ΔX_i y (b) el valor de la varianza de la variable de entrada, $\text{Var}(X_i)$. El valor de ΔX_i (valor predeterminado es 5%, $\Delta X_i/X_i=0.05$) es especificado por el usuario y aplicado uniformemente en todas las entradas para el propósito de sensibilidad (cálculo). Los valores predeterminados para la entrada de varianzas son proporcionadas por el modelo QUAL2E-UNCAS; por lo tanto, los usuarios son informados para usar los valores apropiados a la aplicación del modelo. Finalmente, como la opción del modelo factorial, el usuario debe seleccionar las localizaciones (máximo de 5) en la cuenca con el análisis de error de primer orden par la salida de variables para ser analizado.

Simulación de Monte Carlo.

La Simulación de Monte Carlo es un método de operación numérica de un sistema complejo que tiene componentes aleatorias. La entrada de variables son analizadas aleatoriamente de una predeterminada distribución de probabilidad (con o sin correlación) y la distribución de salida de variables de repetidas simulaciones es analizado estadísticamente. La validez de éste método no es afectada por el modelo no-lineal de calidad del agua.

Los cálculos de Simulación de Monte Carlo en QUAL2E-UNCAS proporciona un resumen estadístico y distribuciones de frecuencia para el estado de variables en la localización del sistema. El resumen estadístico contiene: media, sesgo, mínimo, máximo, rango, desviación estándar, coeficiente de variación y coeficiente de sesgo. Frecuencia y distribuciones de frecuencia acumulativa. Son tabulados en incrementos de una media a una desviación estándar. La comparación de una desviación estándar estimada de las simulaciones de Monte Carlo con los análisis de error de primer orden proporciona una indicación de la extensión del modelo no-lineal. La distribución de frecuencia acumulativa son de gran ayuda en la evaluación del resultado de dispersión en las predicciones del modelo y en la evaluación de probabilidad de infringir un estándar de calidad del agua.

Los requerimientos de entrada para la opción de simulación de Monte Carlo en QUAL2E-UNCAS consiste de (a) la varianza de la variable de entrada, $\text{Var}(X_i)$, (b) la función de densidad de probabilidad de la variable entrada y (c) el número de simulaciones para ser ejecutada. La especificación de la entrada de las varianzas es realizada de la misma manera que en el análisis de error de primer orden. Recientemente hay dos opciones para la entrada de funciones de densidad de probabilidad: normal y log-normal. La distribución para cada variable de entrada puede ser especificada en cualquiera de esas funciones. La opción predeterminada es la distribución normal. El número de simulaciones de Monte Carlo deber ser suficientemente para evitar grandes errores en los valores estimados de la varianza de salida, aunque suficientemente pequeña para evitar demasiado tiempo en el cálculo. Preliminarmente la experiencia con UNCAS indica acerca de 200 simulaciones

que son requeridas para lograr estimaciones de las desviaciones estándar de salida con un 95% de confianza en intervalos de 5%.

QUAL2E-UNCAS asume que todas las entradas actúan independientemente. Por lo tanto, cada entrada es aleatoriamente independiente de las otras. En el uso normal, todas las variables son aleatorias en la simulación de Monte Carlo. Como en el caso de análisis de error de primer orden, mientras que, el usuario restringe el número de entradas para ser variadas por medio de la especificación de ciertos grupos genéricos de entradas aleatorias. Finalmente el usuario debe especificar las localizaciones (máximo de 5) en la cuenca con los resultados de simulación de Monte Carlo que son tabulados.

Entrada de Varianzas Variables.

Uno de los requisitos fundamentales para la ejecución de análisis de incertidumbre en la modelación de calidad del agua es un conocimiento de las características de incertidumbre de las entradas del modelo. La información sobre la incertidumbre de entrada en el modelo no es ampliamente disponible en la literatura, aunque recientes artículos muestra un interés. Un resumen de esta información es mostrada en la tabla IV.1. Estos valores representan rangos de incertidumbre de las entradas del modelo causadas por factores como variación espacial, variación temporal, error de muestreo, error analítico y sesgo en mediciones o técnica de estimación. En QUAL2E-UNCAS, la incertidumbre de la información es proporcionada en do formas: (a) el valor de la varianza de la entrada de variables y (b) la especificación de un función de densidad de probabilidad para cada entrada. El modelo lee esta información, conforme se requiere, de un archivo de datos llamado "INVAR.DATA" . Un ejemplo de este archivo, contiene un grupo de un valor predeterminado para todas las entradas de QUAL2E y es proporcionado por el modelo QUAL2E-UNCAS. Esta información consiste de rangos típicos de incertidumbre mostrados en la Cuadro IV.1 y son proporcionados solo como una guía para el comienzo del proceso de estimación de la incertidumbre asociada con valores que son apropiados para todas las situaciones de modelación. La verificación y confirmación de las entradas de las varianzas estimadas para una aplicación en particular queda a cargo del usuario.

Cuadro IV.1. Resumen de la incertidumbre de variables de entrada en QUAL2E

Variable de entrada o parámetro	Desviación Estándar Relativa %		
	Baja	Media	Alta
Algas, Nutrientes, Coeficientes de Luz	5	10-20	50
Coeficientes de temperatura	1	2-5	10
Datos hidráulicos	1	5-15	50
Temperatura	1	2-10	20
Coeficientes de reacción	5	10-25	100
Concentraciones de constituyentes:			
Temperatura	1	2-3	5
Oxígeno Disuelto	2	5-10	15
Demanda Química de Oxígeno Carbonácea	5	10-20	40
Nitrógenos	10	15-30	75
Fósforo	10	15-40	75
Algas	5	10-25	50
Coliformes	20	25-50	100
Minerales Conservativos	1	5-10	15

Aumento del Flujo

Cuando la concentración de oxígeno disuelto en una corriente cae por debajo de un nivel objetivo requerido, como por ejemplo, el valor establecido como Criterio Ecológico de Calidad del Agua para la Protección de Vida Acuática, 5 mg/L, es posible elevar esta concentración aumentando el flujo de la corriente. La cantidad de flujo necesaria para lograr que las concentraciones de oxígeno disuelto alcancen los criterios requeridos, se calcula usando la relación:

$$DOR = DOT - DO_{\min}$$

$$Q_R = Q_c \left[\frac{DO_R}{DO_T} + 0.15 \left(\frac{DO_R}{DO_T} \right)^2 \right]$$

Donde:

DO_R = Concentración de oxígeno disuelto requerido para mantener las condiciones objetivo, mg/L.

DO_T = Nivel objetivo de oxígeno disuelto, mg/L.

DO_{\min} = Concentración mínima de oxígeno disuelto (nivel crítico) en la curva de consumo de oxígeno, mg/L.

Q_R = Aumento de flujo requerido, ft³/s.

Q_c = Flujo en el punto crítico en la curva de consumo de oxígeno, ft³/s.

El modelo aumenta el flujo de la corriente después de que se han alcanzado las condiciones de estado estacionario, compara la concentración de oxígeno disuelto simulado con el nivel objetivo previamente especificado en cada tramo. Si esta concentración está por debajo del nivel objetivo, el programa identifica las fuentes corriente arriba que el usuario ha especificado con propósitos de dilución, y añade agua equitativamente de todas estas fuentes. Entonces se repiten los cálculos de oxígeno disuelto. Este proceso prosigue hasta que el nivel objetivo se satisface.

Canales Trapezoidales

Alternativamente, si las propiedades de la sección transversal del segmento de la corriente están disponibles como una función de la profundidad, d , $\bar{\pi}$ puede obtenerse alternativamente como una función de la descarga, por la solución de ensayo y error de la ecuación de Manning. En el menú IV.1f, se debe especificar el número tramos en el río.

Stream System

Number of reaches

Menú IV.1f. Sistema de corriente

No. de tramos: 11 tramos que es el número de tramos del río San Juan.

El modelo tiene las siguientes restricciones: 25 tramos como máximo, 20 elementos computacionales por tramo o un total de 250, 7 elementos iniciales, 6 elementos de confluencia, y 25 elementos de descarga o aprovechamiento.

SISTEMA DE FLUJO DEL RÍO

En esta pantalla se introducen datos de las localizaciones de los tramos del río San Juan. Para poder alimentar la pantalla IV.2 se hizo uso de las coordenadas de los tramos del río (ver cuadro IV.2) y posteriormente se hizo el diagrama IV.2a. En el diagrama IV.2a se ubicaron las descargas al río (ver cuadro IV.2), estaciones de monitoreo (ver cuadro IV.3), afluentes y extracciones al río (ver cuadro IV.4). Por ejemplo en el tramo I empieza en el kilómetro 125 y termina en el kilómetro 115, el segundo tramo empieza en el kilómetro 115 y termina en el kilómetro 104 y así consecutivamente se hace con los tramos restantes del río. En cada tramo se tienen elementos diferenciales, cada elemento diferencial debe tener la misma longitud independientemente del tramo en que se encuentre, para el río San Juan la longitud de cada elemento diferencial es de 1km.

Stream Reach System						
REACH NAME (1): 1-ACULCO						
REACH NO.	REACH NAME	BEGIN RIVER [km]	END RIVER [km]	HEADWATER	Delta-X [km]	
1	1-ACULCO	125	115	√	1	
2	2-NADÓ	115	104			
3	P. SAN ILDEF	104	98			
4	3-A. ZARCO	98	78			
5	4-SJR	78	58			
6	5-SAN NICOLÁS	58	47			
7	P. CENTENARI	47	43			
8	6-TEQUISQUIAPAN	43	35			
9	P. PASO TABL	35	33			
10	7-GEISER	33	13			
11	8-ZIMAPAN	13	0			

Pantalla IV.2. SISTEMA DE FLUJO DEL RÍO

Cuadro IV.2. Coordenadas del de los tramos del río San Juan.

TRAMO	INICIO DE TRAMO	MUNICIPIO	[km]	TÉRMINO DE TRAMO	MUNICIPIO	[km]	LONG. total [km]
1	Santa María Nativitas 99.79416 LO 20.06556 LN	Aculco	125	Aguas abajo de la presa Cofradía 99.85501 LO 20.10722 LN	Aculco	115	10
2	Aguas abajo de la presa Cofradía 99.85501 LO 20.10722 LN	Aculco	115	Aguas arriba de la presa San Ildefonso 99.92635 LO 20.15763 LN	Aculco	104	11
3	Aguas arriba de la presa San Ildefonso 99.2635 LO 20.15763 LN	Aculco	104	Aguas abajo de la presa San Ildefonso 99.96238 LO 20.20026 LN	San Juan del Río	98	6
4	Aguas abajo de la presa San Ildefonso 99.96238 LO 20.20026 LN	San Juan del Río	98	Aguas arriba de la presa deriv. Const. de 1857 99.99820 LO 20.35469 LN	San Juan del Río	78	20
5	Aguas arriba de la presa deriv. Const. de 1857 99.99820 LO 20.35469 LN	San Juan del Río	78	Aguas arriba dren La Culebra 99.97846 LO 20.45303 LN	San Juan del Río	58	20
6	Aguas arriba dren La Culebra 99.97846 LO 20.45303 LN	San Juan del Río	58	Aguas arriba de la presa Centenario 99.92033 LO 20.48414 LN	Tequisquiapan	47	11

Cuadro IV.2. Coordenadas del de los tramos del río San Juan (continuación).

TRAMO	INICIO DE TRAMO	MUNI CIPIO	[km]	TÉRMINO DE TRAMO	MUNI CIPIO	[km]	LONG. total [km]
7	Aguas arriba de la presa Centenario 99.92033 LO 20.48414 LN	Tequis quia pan	47	Aguas abajo de la presa Centenario 99.89649 LO 20.51285 LN	Tequis quiapan	43	4
8	Aguas abajo de la presa Centenario 99.89649 LO 20.51285 LN	Tequis quia pan	43	Aguas arriba de la presa Paso de Tablas 99.85295 LO 20.54077 LN	Tequis quiapan	35	8
9	Aguas arriba de la presa Paso de Tablas 99.85295 LO 20.54077 LN	Tequis quia pan	35	Aguas abajo de la presa Paso de Tablas 99.83761 LO 20.54261 LN	Tequis quiapan	33	2
10	Aguas abajo de la presa Paso de Tablas 99.83761 LO 20.54261 LN	Tequis quia pan	33	Aguas arriba del Gésier y Balneario 99.68066 LO 20.58392 LN	Tecoza utla	13	20
11	Aguas abajo del Gésier y Balneario 99.68066 LO 20.58392 LN	Teco zautla	13	Aguas arriba de la presa Zimapár 99.59135 LO 20.61393 LN	Tecoza utla	0	13

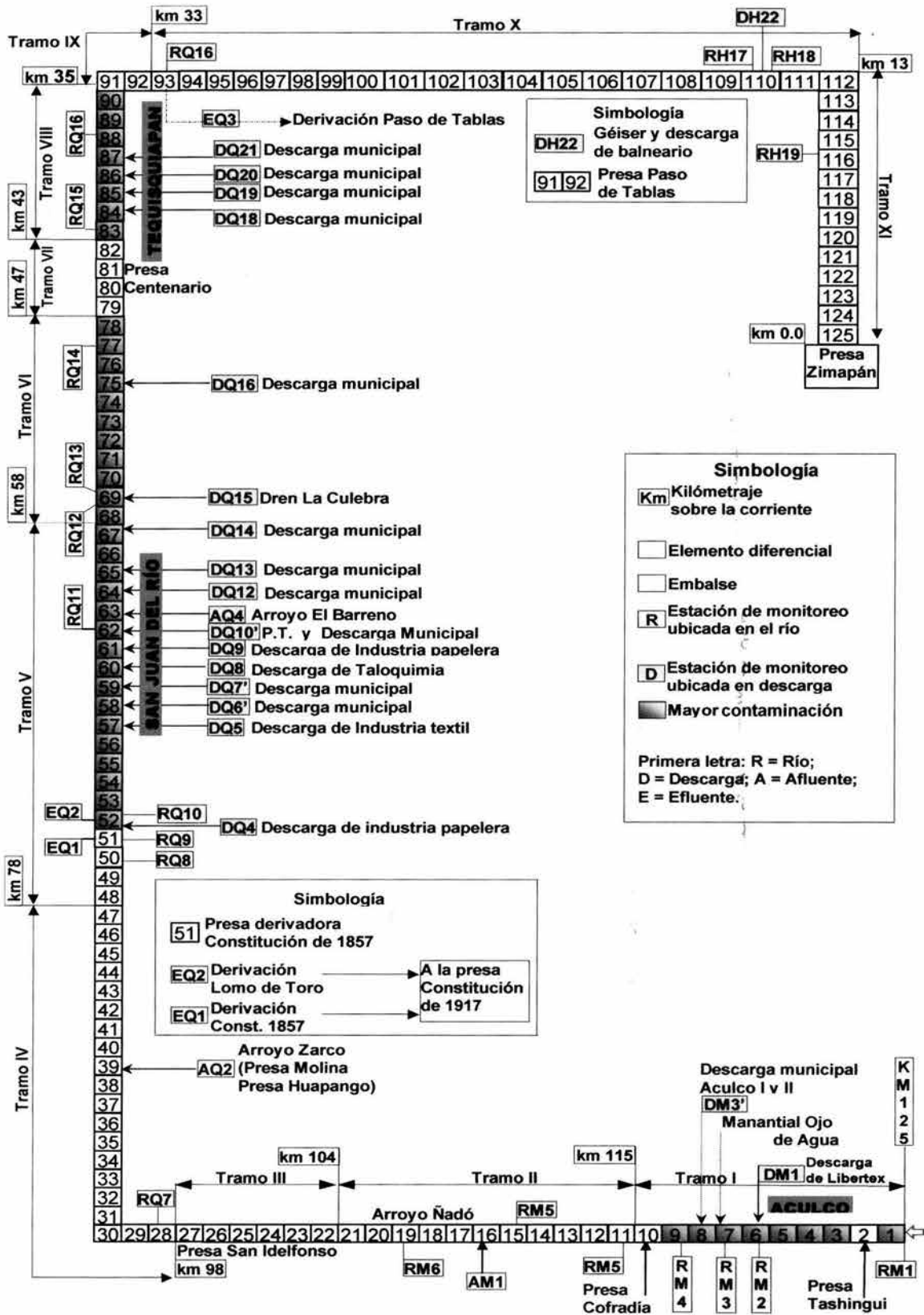


Diagrama IV.2.a. Seccionamiento del río

Cuadro IV.3. Descargas al río

DM1	LIBERTEX
DM1A	Manantial Ojo de Agua
DM2	Descarga municipal de Aculco I
DM3	Descarga municipal de Aculco II
DQ4	Kimberly Clark
DQ5	KALTEX
DQ6	Valle de Oro
DA1	Descarga Espíritu Santo
DA2	Descarga El Carrizo
DQ8	TALOQUIMIA
DQ9	Ponderosa
DQ10	Marginal Oriente
DQ11	Planta de tratamiento
DQ12	Descarga Municipal de Ahuacatlán I
DQ12A	Descarga Municipal de Ahuacatlán II
DQ13	Descarga municipal San Pedro Ahuacatlán III
DQ14	Visthá
DQ15	Dren La Culebra
DQ16	Descarga Municipal de San Nicolás
DQ16B	Descarga Municipal de San Nicolás II
DQ16C	Descarga Municipal de San Nicolás III
DQ18	Descarga Municipal Tequisquiapan I
DQ19	Descarga Municipal Tequisquiapan II
DQ20	Descarga Municipal Tequisquiapan III
DQ21	Club de Golf Tequisquiapan
DH22	Balneario Geiser

Cuadro IV.4. Estaciones sobre río

RM1	Aguas arriba de Santa María Nativitas
RM2	Aguas arriba de LIBERTEX
RM3	Aguas abajo de LIBERTEX
RM4	Aguas arriba de la presa Cofradía
RM5	Aguas abajo de la presa Cofradía
RM5A	Arroyo Cofradía
RM6	Aguas arriba de la presa San Idelfonso
RQ7	Aguas abajo de la presa San Idelfonso
RQ8	Aguas arriba de la presa Constitución de 1857
RQ10	Aguas abajo de la presa Lomo de Toro
RQ11	A. ab.PTAR San Juan del Río
RQ12	Aguas arriba del dren La Culebra
RQ13	Aguas abajo del dren La Culebra
RQ14	Aguas arriba de la presa Centenario
RQ15	Aguas abajo de la presa Centenario
RQ16	Aguas arriba de la presa Paso de Tablas
RH17	Aguas arriba de la descarga del geiser
RH18	Aguas abajo de la descarga del geiser
RH19	Aguas arriba de la presa Zimapán

Cuadro IV.5 Afluentes y extracciones al río

AM1	Arroyo Ñadó
AQ3	Arroyo Zarco
EQ1	Derivación Constitución de 1917
EQ2	Derivación Lomo de Toro
AQ4	Arroyo El Barreno

ELEMENTOS COMPUTACIONALES

En el modelado del sistema es subdividirlo en tramos o segmentos que tienen características hidráulicas uniformes. Cada tramo se divide a su vez en elementos diferenciales o computacionales de igual longitud.

Por su ubicación, se pueden considerar siete tipos de elementos: elemento inicial, elemento estándar, elemento situado aguas arriba de una confluencia, elemento de confluencia, elemento final en el sistema, elemento de entrada o tributario, y elemento de salida o aprovechamiento.

Elemento inicial.- Se utiliza un elemento inicial en el origen del colector principal y en el origen de las corrientes tributarias, que también se van a simular por tramos.

Elemento estándar.- Estos elementos son los que no califican en ninguno de los otros seis tipos de elementos. La única entrada permitida en un elemento estándar son incrementos de flujo por fuentes dispersas, como son aportaciones del acuífero y afluentes pequeños o intermitentes que no se incluyen explícitamente como corrientes tributarias en el modelo.

Elemento situado aguas arriba de una confluencia.- Con este nombre se designa al elemento sobre la corriente principal que se encuentra justamente aguas arriba de la confluencia de una corriente tributaria formalmente simulada, y por lo tanto, también dividida en elementos diferenciales y tramos.

Elemento final en el sistema. Este es el último elemento computacional de la corriente principal.

Elemento de entrada.- Este elemento representa una descarga.

Elemento de salida. Elemento que representa un aprovechamiento.

Los tramos del río, que se representan como conjuntos de elementos, son la base de la entrada de datos. Para todos los elementos computacionales dentro de un tramo, tanto los datos hidráulicos como los coeficientes de velocidad de reacción, condiciones iniciales e incrementos de flujo, se consideran constantes.

El modelo tiene las siguientes restricciones: 25 tramos como máximo, 20 elementos computacionales por tramo o un total de 250, 7 elementos iniciales, 6 elementos de confluencia, y 25 elementos de descarga o aprovechamiento.

ELEMENTOS COMPUTACIONALES

Utilizando el diagrama IV.2a se ubicaron las descargas al río (ver cuadro IV.2), estaciones de monitoreo (ver cuadro IV.3), afluentes y extracciones al río (ver cuadro IV.4). Para el primer tramo encontramos lo siguiente: inicio de la corriente (H) en el primer elemento diferencial, cuatro elementos estándar (S) en los elementos diferenciales 2-5, tres descargas al río (P) en los elementos diferenciales 6-8 y por último un elemento estándar

(S) en el elemento diferencial 10. En cada elemento diferencial dependiendo del tramo del río se ubican los elementos computacionales.

Computational Element																					
2 (1):		Standard																			
REACH NO.	TOTAL ELE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	10	H	S	S	S	S	P	P	P	S	S										
2	11	S	S	S	S	S	P	S	S	S	S	S									
3	6	S	S	S	S	S	S														
4	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	S	S	S	S	S	S	S
5	20	S	S	S	W	P	S	S	S	S	P	P	P	P	P	P	P	P	P	S	P
6	11	S	P	S	S	S	S	S	P	S	S	S									
7	4	S	S	S	S																
8	8	S	P	P	P	P	S	S	S												
9	2	S	S																		
10	20	W	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	S
11	11	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S								

Pantalla IV.3. ELEMENTOS COMPUTACIONALES

En la pantalla IV.3, se identifica cada tipo de elemento computacional en cada tramo. Hay ocho tipos diferentes de elementos computacionales listados en el cuadro IV.6.

Cuadro IV.6. Elementos computacionales simulados por Qual2e.

No.	Elemento	Sigla
1	Inicio de corriente	H
2	Elemento estándar	S
3	Elemento antes de un entronque	U
4	Elemento después de un entronque	J
5	Ultimo elemento del sistema	E
6	Elemento de entrada	P
7	Elemento de salida	W
8	Embalse	D

En el tipo de elemento 1 es donde comienzan cada tributario así como también el sistema fluvial principal, y como tal, estos deben siempre ser el primer elemento en un tramo. Un elemento tipo 2 es el que no se clasifica como uno de los restantes siete tipos de elementos. Como el flujo incremental se permite en todos los tipos de elementos, el aporte único permite que un elemento estándar sea incremental. Un tipo de elemento 3 se

usa para designar un elemento sobre la corriente antes de un entronque. Un elemento 4 representa un tributario o afluente fingido entrando en la corriente. El tipo 5 es el último elemento computacional en el sistema completo. El tipo de elemento 6 y 7 representan aportes (descargas directas) y aprovechamientos de agua, respectivamente.

El tipo de elemento 8 se define como elemento de embalse, que es el único usado en el interfase de ventanas. Este último se utiliza cuando existen pequeñas presas a lo largo del corriente. Un ejemplo de una corriente con diversos elementos computacionales se da en la Figura IV.5.

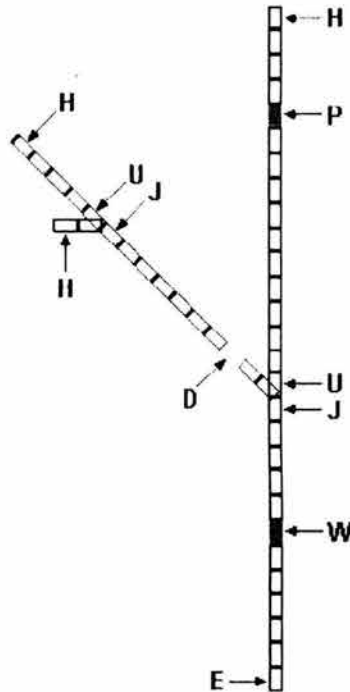
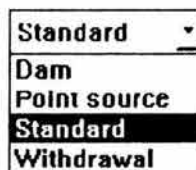


Figura IV.5. Diagrama de una corriente con diversos elementos computacionales

Cuando aparecen elementos en color gris oscuro (por ejemplo: inicio de corriente, elemento antes de un entronque, etc.) significa que éstos no pueden cambiarse debido a que son elementos fijos determinados en la pantalla 2. Por tanto el único elemento que puede ser cambiado es el elemento estándar para dar cabida a un punto de entrada, de salida o embalse (ver Figura IV.8.), y si esto ocurre se debe indicar el lugar de éstos últimos.



Menú IV.1f. Elementos que pueden ser introducidos en la pantalla

Una vez que la información fue proporcionada, la interfaz automáticamente enlaza todos los tramos del sistema y asigna el tipo de elemento: inicio de corriente, elemento estándar, elemento antes o después de un entronque, último elemento del sistema, elemento de entrada o salida y elemento de embalse.

SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

En la pantalla IV.4, se tienen 5 menús, a continuación se explican cada una de ellos:

Water Quality Simulation

Temperature

Conservative constituent
 Number of constituents

Constituent #1	<input type="text" value="SDT"/>	Unit	<input type="text" value="MG/L"/>
Constituent #2	<input type="text" value="SED"/>	Unit	<input type="text" value="ML/L"/>
Constituent #3	<input type="text" value="SST"/>	Unit	<input type="text" value="MG/L"/>

BOD

Algae

Phosphorus cycle

Nitrogen cycle

Dissolved Oxygen

Fecal coliform

Non- Conservative constituent
 Constituent Unit

Specified d/s boundary constituent concentrations

BOD5
 Coeff. for converting 5-day to ultimate BOD

Pantalla IV.4. SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

En el menú IV.4a, se tienen compuestos conservativos, se pueden simular 3 compuestos conservativos en cada corrida.

Conservative constituent

Number of constituents

Constituent #1	<input type="text" value="SDT"/>	Unit	<input type="text" value="MG/L"/>
Constituent #2	<input type="text" value="SED"/>	Unit	<input type="text" value="ML/L"/>
Constituent #3	<input type="text" value="SST"/>	Unit	<input type="text" value="MG/L"/>

Menú IV.4a. Compuesto conservativos

COMPUESTOS CONSERVATIVOS Y NO CONSERVATIVOS.

Un importante número de problemas relacionados con el control de la contaminación de agua superficial involucra la descarga de residuos líquidos que para todos los efectos prácticos no decaen en el tiempo o no desaparecen del curso de agua por sedimentación., adsorción u otro proceso. Tales residuos se conocen como conservativos. Ejemplos de compuestos conservativos son los sólidos disueltos y los cloruros. Algunos contaminantes como pesticidas y herbicidas, los cuales decaen muy lentamente en el tiempo, también se consideran compuestos conservativos.

Otros problemas de control de contaminación se refieren a aquellas sustancias que decaen con el tiempo, entre lo que se puede mencionar a la demanda bioquímica de oxígeno y las bacterias coliformes. Estos compuestos contaminantes se conocen como *no conservativos*.

Para formular una relación determinística entre los residuos descargados al ambiente y la calidad del agua resultante, ambas en términos de un mismo compuesto, podemos considerar un pequeño volumen de río donde la coordenada x se alinea con la longitud del río, la coordenada y con su ancho, y la coordenada z con la profundidad del río, tal como se muestra en la Figura IV.6.

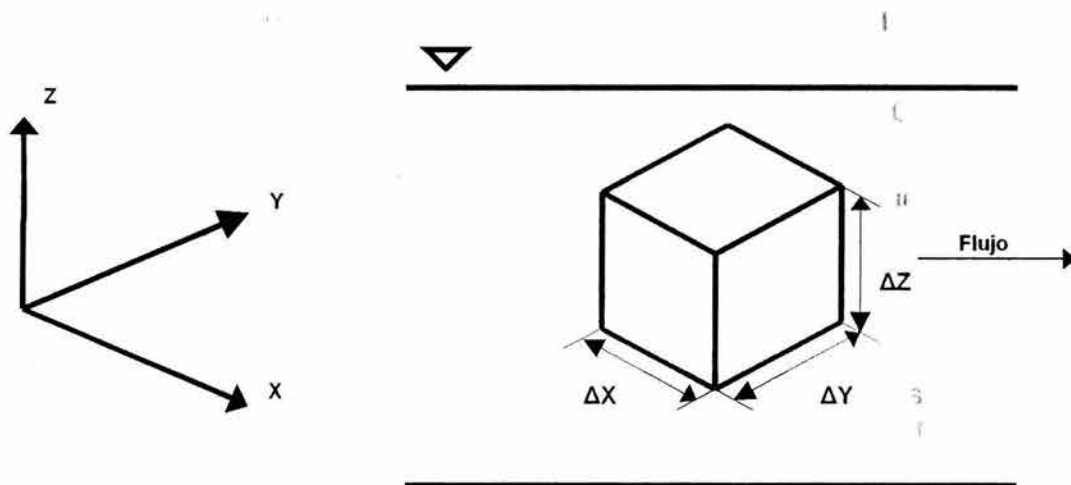


Figura IV.6. Sistema Unidimensional del río

En muchos ríos y esteros, es posible considerar al cuerpo de agua como homogéneo con respecto a las variables de calidad del agua en las direcciones transversal y vertical. El compuesto contaminante varía o "tiene un gradiente" sólo en la dirección del río. Este tipo de sistema se conoce como unidimensional, en contraste con cuerpos de agua con variaciones importantes en las tres direcciones o sistemas tridimensionales. La Figura IV.7 muestra un sistema unidimensional en el cual el área de escurrimiento es A y el espesor del elemento de control es Δx .

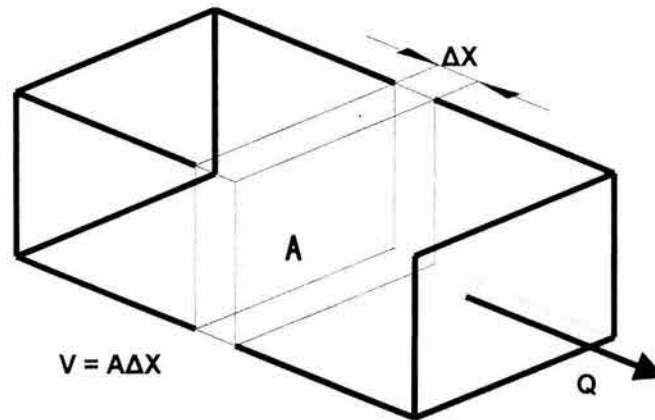


Figura IV.7. Elemento Infinitesimal en un Sistema Unidimensional

Para muchas situaciones relacionadas con la calidad del agua en ríos y esteros es posible asumir que el medio es no dispersivo, es decir, cada elemento del material contaminante fluye en la dirección de la corriente (agua abajo). No existe mezcla debido a difusión o dispersión. Esto se conoce como flujo pistón y se ilustra en la Figura IV.8.

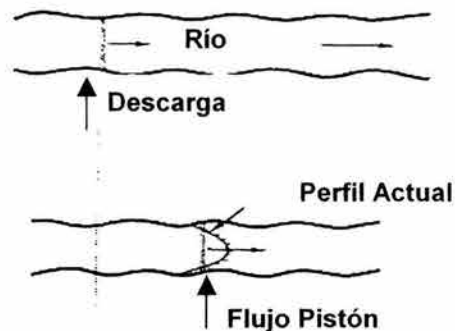


Figura IV.8. Flujo Pistón en un río

COMPUESTO CONSERVATIVO

Los parámetros de calidad del agua que se pueden simular con el modelo, pueden ser conservativos y no conservativos. Los primeros se representan con gran sencillez en la simulación, puesto que la cantidad de materia permanece constante en el tiempo y en la distancia, al no intervenir en reacciones que modifiquen su estado químico o físico, y se resuelven por medio de un simple balance de materia de cada punto o segmento donde haya extracción o incorporación de agua, ejemplos de este tipo de parámetros son cloruros y sólidos suspendidos fijos.

Régimen Permanente, Compuesto Conservativo

Retomando la ecuación IV.4 del régimen permanente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{C}{A} \frac{\partial Q}{\partial x} - KC$$

Si la variable C representa un compuesto conservativo, $K=0$. El flujo, el área perpendicular, así como el coeficiente de decaimiento pueden ser funciones de la distancia y tiempo.

Comúnmente se considera el origen del eje x en la ubicación de una descarga. De esta manera, una condición de borde característica es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad \text{y} \quad C = C_0 \quad \text{en} \quad x = 0 \quad \text{Ecuación IV.14}$$

El supuesto de coeficientes constantes en el espacio permite escribir:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad \text{y} \quad A = A_0$$

De esta manera, la ecuación IV.4 se puede escribir como:

$$0 = -\frac{Q}{A_0} \frac{dC}{dx} = -u \frac{dC}{dx} \quad \text{Ecuación IV.15}$$

Donde u es la velocidad de la corriente.

La solución de la ecuación IV.15 es obviamente una constante, el valor de la cual se puede determinar a partir de la condición de borde en la descarga. La concentración C se puede calcular con un balance de masas en la descarga tal que:

$$C_0 = \frac{Q_R C_R + Q_D C_D}{Q_R + C_D} \quad \text{Ecuación IV.16}$$

donde Q_R y C_R son el caudal y la concentración en el río antes de la descarga, mientras que Q_D y C_D representan el caudal y la concentración de la descarga misma.

La Figura IV.9 ilustra en forma gráfica la solución anterior. De esta manera, en la Figura IV.9a se tiene un río en el cual existen dos descargas y un tributario que se ubica aguas abajo de las descargas. La Figura IV.9b muestra el aumento de flujo debido a las descargas y el tributario, mientras que la Figura IV.9c muestra la disminución de la concentración en el río, en línea sólida, por efecto de dilución debido a las descargas y el tributario. Las Figuras IV.9d y IV.9e muestran los efectos individuales de las descargas 1 y 2, mientras que la Figura 4f muestra el efecto combinado de las distintas descargas y del tributario sobre la calidad del agua en el río. En línea punteada se observa la variación de la concentración en el caso de un compuesto no conservativo.

COMPUESTO NO CONSERVATIVO

Los compuestos no conservativos son los que modifican su estado inicial por intervenir en reacciones biológicas o en ciclos bioquímicos. Presentan complicaciones y menor precisión al ser simulados, puesto que sus tasas de velocidad de cambio normalmente son aproximaciones a las condiciones reales, ya que se asumen condiciones de estado estacionario. Su comportamiento se representa con ecuaciones de primer orden y, por necesidades de simplificación, no siempre se toma en cuenta todos los mecanismos que intervienen en su evolución. Por ello, deberá tenerse en mente que los resultados de una simulación de este tipo de parámetros van a diferir, en cierta medida, de las condiciones reales.

Menú IV.4b. Compuesto no conservativo

Non- Conservative constituent

Constituent Unit

Régimen Permanente, Compuesto No Conservativo

En este caso la ecuación IV.4 se puede escribir como:

$$0 = -\frac{Q}{A} \frac{dC}{dx} - \frac{C}{A} \frac{dQ}{dx} - KC \quad \text{Ecuación IV.17}$$

Si nuevamente se supone que el caudal y el área transversal son constantes, y sólo se considera descargas puntuales, la ecuación IV.17 se puede escribir como:

$$0 = -\frac{Q}{A_0} \frac{dC}{dx} - KC = -u \frac{dC}{dx} - KC \quad \text{Ecuación IV.18}$$

con la condición de frontera:

$$C = C_0 \quad \text{en } x = 0$$

La integración de la ecuación IV.18 permite escribir:

$$C(x) = C_0 e^{\left(-\frac{K}{u}x\right)} \quad \text{Ecuación IV.19}$$

Al sustituir la expresión para la concentración C que se presenta en la ecuación IV.16 se puede obtener:

$$C(x) = \left(\frac{Q_R C_R + Q_D C_D}{Q_R + Q_D} \right) e^{\left(-\frac{K}{u}x\right)} \quad \text{Ecuación IV.20}$$

En contraste con la ecuación IV.16 se observa que para el caso de un compuesto no conservativo, su concentración decae en forma exponencial con la distancia en el río. La ecuación IV.20 es válida en todo un tramo de río hasta que una nueva descarga cambia las condiciones de borde. Los esquemas de las Figuras IV.9a-IV.9e muestra, con línea punteada, la variación de la concentración de un compuesto no conservativo.

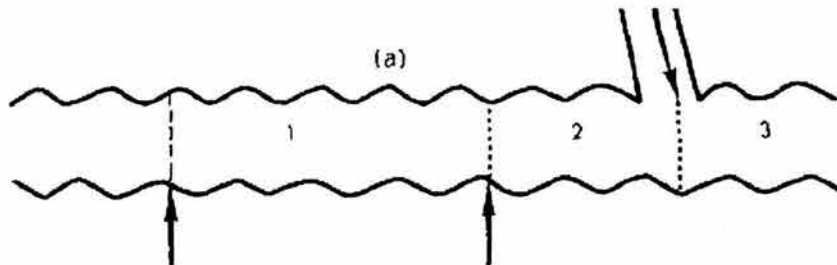


Figura IV.9a. Se tiene un río en el cual existen dos descargas y un tributario que se ubica aguas debajo de las descargas.

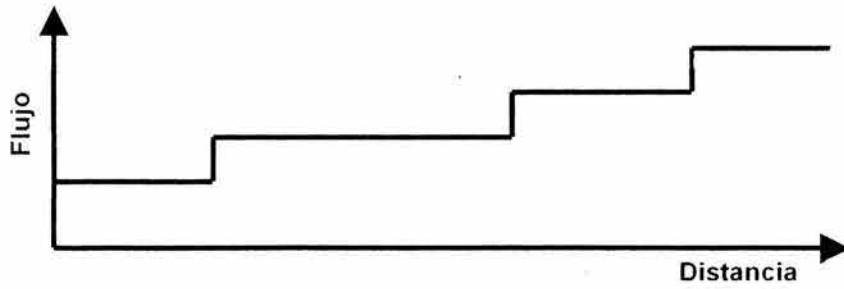


Figura IV.9b. Muestra el aumento de flujo debido a las descargas y el tributario.



Figura IV.9c. Muestra la disminución de la concentración en el río, en la línea sólida.

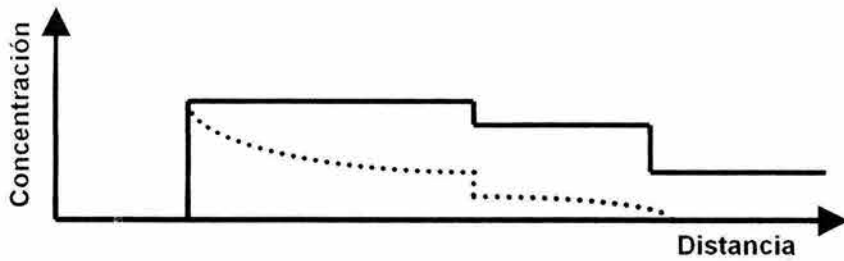


Figura IV.9d. Efecto individual de la descarga 1.

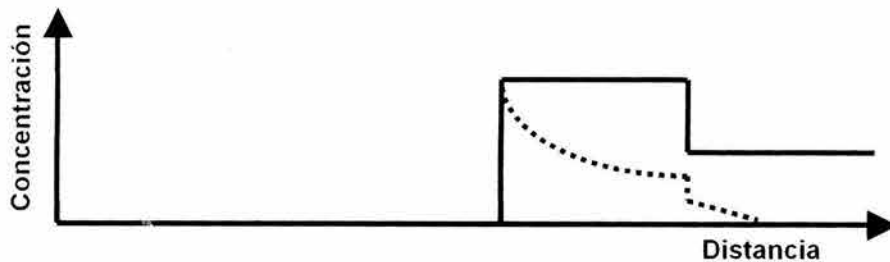


Figura IV.9e. Efectos individual de la descarga 2.

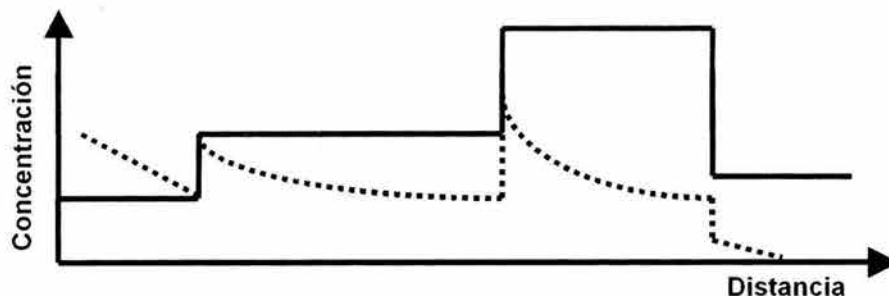
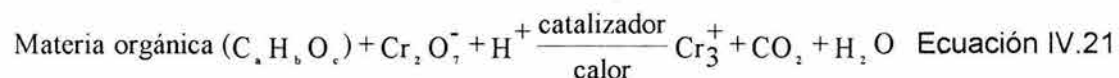


Figura IV.9f. Muestra el efecto combinado de las distintas descargas y del tributario sobre la calidad del agua en el río. La línea punteada es la variación de la concentración en el caso de un compuesto no conservativo.

Demanda química de oxígeno (DQO)

Es una prueba muy usada para detectar contaminación de origen industrial; valora todo lo que es oxidable y no solamente a la materia orgánica, de manera que siempre es mayor el valor de la DQO con respecto de la DBO, variando los resultados de acuerdo a la composición del agua, concentraciones del reactivo, temperatura, período de contacto y otros factores. El equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse se mide utilizando un fuerte agente químico oxidante en medio ácido. El dicromato potásico resulta excelente para tal fin. El ensayo debe realizarse a temperatura elevada. Para facilitar la oxidación de ciertas clases de compuestos orgánicos se necesita un catalizador (sulfato de plata). Puesto que algunos compuestos inorgánicos interfieren con el ensayo, se tendrá cuidado en eliminarlos previamente. La reacción principal utilizando dicromato como agente oxidante puede representarse de un modo general por la ecuación IV.21.



El ensayo de la DQO se utiliza igualmente para medir la materia orgánica en aguas residuales industriales y municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. La DQO de un agua residual es, por lo general, mayor que la DBO porque es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por vía química que biológicamente. En muchos tipos de aguas residuales es posible correlacionar la DQO con la DBO. Ello puede resultar muy útil porque la DQO puede determinarse en 3 horas comparado con los 5 días que supone la DBO. Una vez que la correlación ha sido establecida, puede utilizarse las medidas de DQO para el funcionamiento y control de la planta de tratamiento.

Cada compuesto no conservativo que aparece en el menú IV.4c, están relacionados entre sí, es decir, cada compuesto comprende reacciones químicas que juegan un papel muy importante en los procesos biológicos y la calibración de cada compuesto altera la calibración de los demás. En el caso del río San Juan no se hizo la calibración de algas porque no se tiene algas en el río, la temperatura porque depende de la capacidad calorífica del agua y éste valor no fue determinado por el laboratorio, ni coliformes fecales por ser valores tan altos de concentración de coliformes fecales y el programa QUAL2E no acepta ese tipo valores. A continuación se describen para cada compuesto las ecuaciones diferenciales de primer orden y los coeficientes que se pueden variar para la calibración de cada compuesto.

- Temperature
- BOD
- Algae
- Phosphorus cycle
- Nitrogen cycle
- Dissolved Oxygen
- Fecal coliform

Menú IV.4c. Compuestos interrelacionados no conservativos

Temperatura.- La temperatura se modela realizando un balance de energía sobre cada elemento computacional en el sistema. El balance de energía toma en cuenta las entradas y pérdidas de temperatura a partir de las funciones de forzamiento, así como el intercambio de calor entre la superficie del agua y la atmósfera. Los términos del balance de calor aire-agua incluyen radiación por ondas largas y cortas, convección y evaporación, esto es:

$$H_n = H_{sn} + H_{an} - H_b - H_c - H_e \quad \text{Ecuación IV.22}$$

Donde:

H_n = Flujo de calor neto pasando a través de la superficie aire agua, Btu/ft²-d.

H_{sn} = Radiación solar neta de onda corta, después de pérdidas por absorción y diseminación en la atmósfera y por reflexión en la interfase, Btu/ft²-d

H_a = Radiación atmosférica neta de onda larga, después de reflexión, Btu/ft²-d.

H_b = Contra-radiación de salida de onda larga, Btu/ft²-d.

H_c = Flujo de calor conductivo, Btu/ft²-d.

H_e = Pérdidas de calor por evaporación, excluyendo pérdidas de calor sensible, Btu/ft²-d.

Para que el programa ejecute los cálculos del balance de energía, el usuario debe proporcionar una variedad de datos, incluyendo la latitud y la longitud de la cuenca, la época del año, coeficientes de evaporación, y un coeficiente de atenuación por polvo. La información climatológica local, las temperaturas de bulbo húmedo y bulbo seco del aire, la presión atmosférica y la velocidad del viento.

En régimen no permanente, los datos climatológicos deben ser suministrados a intervalos regulares (típicamente tres horas). De esta manera el término de fuente/sumidero, en el balance de calor, es actualizado en el tiempo para simular la respuesta diaria del sistema hidráulico estacional para los cambios en las condiciones de temperatura.

En el modo a régimen permanente, el usuario debe proporcionar los datos climatológicos locales promedio. El programa usa aproximaciones lineales para los términos de evaporación y contra-radiación de onda larga para la solución del balance de energía en estado estacionario.

En el modo a régimen no permanente los datos climatológicos locales son suministrados uniformemente sobre la cuenca entera del río, esto es, no hay variaciones espaciales. En régimen permanente los datos climatológicos locales pueden variar, espacialmente en cada tramo.

Temperatura. - La ecuación básica del transporte de masa es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_X D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_X \partial x} - \frac{\partial (A_X \bar{u} C)}{A_X \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V} \quad \text{Ecuación IV.23}$$

Cuando se modela la temperatura, la concentración de calor C (HL⁻³) puede igualarse a la temperatura, a través de la relación:

$$C = \rho c (T - T_0) \quad \text{Ecuación IV.24}$$

Donde:

ρ = Densidad del agua (ML⁻³).

c = Capacidad calorífica del agua (HM⁻¹D⁻¹).

T = Temperatura del agua.

T_0 = Temperatura base, arbitraria.

M = Masa.

H = Flujo de energía calorífica.

D = Grados.

Los parámetros ρ y c pueden considerarse constantes para propósitos prácticos. También, la generación interna de calor dC/dt , que resulta de la disipación viscosa de energía y fricción en la frontera es muy pequeña, por lo que se considera despreciable. Así, estableciendo $dC/dt = 0$, en la ecuación IV.23 y sustituyendo en la ecuación IV.24, se obtiene C:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_X D_L \frac{\partial T}{\partial x} \right)}{A_X \partial x} - \frac{\partial (A_X \bar{u} T)}{A_X \partial x} + \frac{l}{\rho c} + \frac{s}{V} \quad \text{Ecuación IV.25}$$

El término de fuente s/V toma en cuenta todo el calor transferido a través de las fronteras del sistema, esto es, el calor transferido a través de la interfase aire-agua y el conducido a través de la interfase lodo-agua. La transferencia de calor a través de la interfase lodo-agua generalmente es insignificante; por lo tanto, s/V toma la identidad de la velocidad neta de entrada de calor por unidad del volumen de la corriente a través de la interfase aire-agua.

Es conveniente representar la velocidad de transferencia de calor interfacial como un flujo (H_N) con unidades de $HL^{-2}T^{-1}$. A continuación se muestra la relación entre H_N y s/V , para un elemento de la corriente con longitud dx y ancho superficial medio W .

La velocidad total de entrada de calor a través de la interfase aire-agua es $H_N dx W$. Este calor está distribuido uniformemente a al volumen subyacente, $\bar{A}_X dx$, donde \bar{A}_X es el área de la sección transversal media del elemento.

Así, la velocidad de calor ganado por unidad de volumen de agua, s/V , se calcula como:

$$\frac{s}{V} = \frac{s}{A_X dx} = \frac{H_N (W dx)}{\bar{A}_X dx} = \frac{H_N}{d} \quad \text{Ecuación IV.26}$$

donde, $d = \bar{A}_X / W$, es la profundidad hidráulica de la corriente. Sustituyendo la ecuación IV.26 en la ecuación IV.25 se obtiene la forma generalizada de la ecuación de temperatura:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_X D_L \frac{\partial T}{\partial x} \right)}{A_X \partial x} - \frac{\partial (A_X \bar{u} T)}{A_X \partial x} + \frac{H_N}{\rho c d} \quad \text{Ecuación IV.27}$$

El calor se transfiere a través de la interfase aire-agua, por tres diferentes procesos: intercambio de radiación, evaporación, y conducción. Los términos de calor individual asociados con estos procesos se muestran en la figura IV.10 y están definidos en la tabla IV.8, con los intervalos típicos de sus magnitudes. Las expresiones que resultan de la suma de estos flujos de energía son (ver figura III.28):

$$H_N = H_{sn} + H_{an} - (H_b + H_c + H_e) \quad \text{Ecuación V.28}$$

Donde:

- H_N = Flujo neto de energía, pasando a través de la interfase aire-agua, Btu/ft²/d.
 Flujo neto de radiación solar de onda corta, pasando a través de la interfase,
 H_{sn} = después de pérdidas por absorción y dispersión en la atmósfera, así como
 por reflexión en la interfase, Btu/ft²/d.
 H_{an} = Flujo neto de radiación atmosférica de onda larga pasando a través de la
 interfase, después de reflexión, Btu/ft²/d.
 H_b = Flujo externo de contra-radiación, Btu/ft²/d.
 H_c = Flujo de energía conductiva entre la interfase y la atmósfera, Btu/ft²/d.
 H_e = Pérdidas de energía por evaporación, Btu/ft²/d.

Radiación solar neta de onda corta (h_{sn}). La radiación solar neta es una radiación de onda corta que pasa directamente del sol a la superficie del agua. Su magnitud depende de la altitud del sol, que cambia diaria y estacionalmente, el efecto de dispersión y absorción en la atmósfera debido a la nubosidad y la reflexión en la superficie terrestre.

La cantidad neta de radiación solar que llega a la superficie de la corriente puede representarse por hora de la siguiente manera:

$$H_{SN} = H_0 a_t (1 - R_s) (1 - 0.65 C_L^2) \quad \text{Ecuación IV.29}$$

Donde:

- H_{sn} = Radiación solar neta de onda corta, Btu/ft²-h.
 H_0 = Cantidad de radiación que llega a la corriente, Btu/ft²-h.
 a_t = Término de transmisión atmosférica.
 R_s = Coeficiente de reflexión.
 C_L = Nubosidad como una fracción de cobertura del cielo.

La ecuación anterior se compone de cuatro elementos diferentes, radiación solar absorción y dispersión de la radiación, reflexividad y nubosidad.

Radiación atmosférica de onda larga (H_{an}). La radiación de onda larga emitida por la atmósfera cambia directamente con respecto al contenido de humedad en la atmósfera. Aunque depende principalmente de la temperatura y humedad, también puede afectarse por el ozono, bióxido de carbono y otros materiales de la atmósfera.

El flujo neto de radiación atmosférica se expresa como:

$$H_{an} = \left[2.89 \times 10^{-6} \right] \sigma (T_a + 460)^6 (1.0 + 0.17 C_L^2) (1 - R_L) \quad \text{Ecuación IV.30}$$

Donde:

H_{an} = Radiación atmosférica neta de onda larga, Btu/ft²-h.

σ = Constante de Stefan - Boltzman, 1.73×10^{-9} Btu/ft²/h/°R⁴.

T_a = Temperatura del aire a 6 pies por arriba de la superficie del agua, °F.

R_L = Reflexividad de la superficie del agua por radiación atmosférica igual a 0.03.

C_L = Nubosidad, expresada como una fracción de cobertura del cielo.

Salida de radiación de la superficie de agua (H_b).- La tercera fuente de transferencia de radiación de la superficie del agua, H_b , representa una porción sustancial de la pérdida de calor de un cuerpo de agua, y se expresa por la ley de la cuarta potencia de Stefan - Boltzman como:

$$H_b = 0.97 \sigma (T_s + 460)^4 \quad \text{Ecuación IV.31}$$

Donde:

H_b = Salida de radiación de la superficie del agua, Btu/ft²-h.

T_s = Temperatura de la superficie del agua, °F.

Esta ecuación se puede linearizar en un intervalo de temperatura para dar:

$$H_b = \alpha_2 + \beta_2 T_s \quad \text{Ecuación IV.32}$$

Donde:

α_2 y β_2 = Constantes definidas en el intervalo de 35 a 135 °F.

esta ecuación se usa en el modelo para condiciones en estado estacionario.

Evaporación.- Un cuerpo de agua también cede calor a la atmósfera por evaporación. Cada libra de agua que se evapora desprende su calor latente de evaporación (aproximadamente 1050 Btu a 60 °F), además de su calor sensible. Esta pérdida de calor puede expresarse con la ecuación:

$$H_c = \gamma H_L E + H_v \quad \text{Ecuación IV.33}$$

Donde:

γ = Peso específico del agua, lb/ft³.

H_L = Calor latente de evaporación, Btu/lb, dado por: $H_L = 1084 - 0.5 T_s$.

E = Velocidad de evaporación, ft/h.

H_v = Pérdida de calor sensible, Btu/ft²-h.

La velocidad de evaporación se expresa como.

$$E = (a + bW)(e_s - e_a) \quad \text{Ecuación IV.34}$$

Donde:

a y b = Constantes.

W = Velocidad del viento, en mph, medida 6 ft por arriba de la superficie del agua.

e_s = Presión de vapor de saturación del aire, en pulg. de Hg, a la temperatura de la superficie del agua, dada por:

$$e_s = 0.1001 \exp(0.03T_s) - 0.0837 \quad \text{Ecuación IV.35}$$

e_a = Presión de vapor del agua, en pulg. de Hg, a una altura de 6 pies por arriba de la superficie del agua, dada por:

$$e_a = e_{wb} - 0.000367P_a(T_a - T_{wb}) \left(1.0 + \frac{T_{wb} - 32}{1571} \right) \quad \text{Ecuación IV.36}$$

Donde:

e_{wb} = Presión de vapor de saturación, en pulg. De Hg, a la temperatura de bulbo húmedo obtenida de la expresión:

$$e_{wb} = 0.1001 \exp(0.03T_{wb}) - 0.0837 \quad \text{Ecuación IV.37}$$

Donde:

P_a = Presión barométrica local, pulg. de Hg.

T_{wb} = Temperatura de bulbo húmedo, °F.

T_a = Temperatura de bulbo seco, °F.

En la simulación en estado estacionario, la velocidad de evaporación se lineariza con respecto a la temperatura de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$e_s = \alpha_1 + \beta_1 T_s \quad \text{Ecuación IV.38}$$

La pérdida de calor sensible en la evaporación es muy pequeña comparada con los otros componentes, por lo que el modelo no la utiliza en sus cálculos.

Conducción (H_c). La transferencia de calor a través del agua y de la atmósfera debido a la diferencia de temperaturas entre las dos fases se conoce como conducción. Debido a

que la transferencia por conducción es función de las mismas variables que la evaporación, se puede llegar a una proporcionalidad entre la conducción de calor y la pérdida de calor por evaporación. Esta proporcionalidad se conoce con el nombre de razón de Bowen, y se expresa como:

$$B = \frac{H_c}{H_e} = C_B \left(\frac{T_s - T_a}{c_s - c_a} \right) \frac{P_a}{29.92} \quad \text{Ecuación IV.39}$$

Donde:

$$C_B = 0.01$$

Usando la ecuación de Bowen, la razón de pérdida de calor a la atmósfera por conducción, H_c , se define como:

$$H_c = \gamma H_L \left(a + b_w \right) \left(0.01 \frac{P_a}{29.92} \right) (T_s - T_a) \quad \text{Ecuación IV.40}$$

Para propósitos prácticos, $P_a/29.92$ se toma igual a 1.

Demanda Bioquímica de Oxígeno.- El modelo considera una reacción de primer orden para describir la desoxigenación de DBO última, DBO_U , en la corriente. La función DBO como está expresado en el modelo, también toma en cuenta la remoción de DBO adicional debido a los procesos de sedimentación, arrastre y floculación, los cuales no ejercen una demanda de oxígeno.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L \quad \text{Ecuación IV.41}$$

Donde:

L = Concentración de DBO última, mg/L.

K_1 = Coeficiente de velocidad de desoxigenación, en función de la temperatura, d^{-1} .

K_3 = Velocidad de pérdida de DBO debido a sedimentación, en función de la temperatura, d^{-1} .

El modelo simula la DBO última, sin embargo, el usuario puede decidir usar los valores de DBO_5 para la entrada y la salida. En este caso, el modelo realizará las conversiones necesarias de DBO_5 a DBO última. La ecuación de conversión es:

$$DBO_5 = DBO_U (1.0 - \exp(-5 * K_{DBO})) \quad \text{Ecuación IV.42}$$

Donde:

DBO_5 = DBO de 5 días, mg/L.

DBO_U = DBO última, mg/L.

K_{DBO} = Coeficiente de velocidad de conversión de DBO, d^{-1} .

DBO Carbonoso

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), es uno de los parámetros más ampliamente usados para estimar la contaminación potencial de desechos orgánicos en el agua.

La DBO es una medida de la cantidad de oxígeno consumido por las bacterias en la degradación de materia orgánica presente en el agua en condiciones aerobias. El oxígeno consumido en el proceso es proporcional a la cantidad de materia orgánica existente en el agua.

La DBO normalmente se determina en laboratorio para 5 días y a una temperatura de incubación de 20°C, y se le denomina DBO₅. Para las aguas residuales la DBO₅ representa aproximadamente las dos terceras partes de la demanda que sería ejercida si se oxidara toda la materia orgánica por vía biológica.

En la realización de la prueba de DBO deben considerarse dos aspectos: por una parte, el agua puede tener un inóculo adecuado de bacterias, pero si se trata de agua residual industrial poco cargada de bacterias, entonces habrá que añadir inóculo. Por otra parte, la solubilidad del oxígeno en el agua es muy limitada, por lo que para valores altos de DBO deben hacerse diluciones. El agua de dilución se prepara conteniendo los nutrientes necesarios para la actividad biológica, además se aérée para saturarla de oxígeno, antes de mezclarla con el agua residual.

Se considera que la DBO sigue una ley matemática exponencial en la que la velocidad de consumo de oxígeno en cualquier instante, es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidable restante par algún tiempo (Ecuación IV.43).

$$\frac{dy}{dt} = -k_1 y \quad \text{Ecuación IV.43}$$

Donde:

y = DBO en el tiempo t

k₁ = Constante de proporcionalidad de la reacción

Ver figura III.1 en la que se muestra la representación gráfica de la Ecuación IV.43, donde se nota que la DBO decrece conforme transcurre el tiempo, a partir de un máximo ocurrido en un tiempo específico.

Integrando la Ecuación IV.43 y llamando L a la DBO existente para t = 0, se tiene

$$\frac{dy}{y} = -k_1 dt \quad \text{Ecuación IV.44}$$

$$\int_{y=L}^{y=y} \frac{dy}{y} = -k_1 \int_{t=0}^{t=t} dt \quad \text{Ecuación IV.45}$$

$$\ln y \Big|_{y=L}^{y=y} = -k_1 t \Big|_{t=0}^{t=t} \quad \text{Ecuación IV.46}$$

$$\ln y - \ln L = -k_1 t \quad \text{Ecuación IV.47}$$

$$\ln \frac{y}{L} = -k_1 t \quad \text{Ecuación IV.48}$$

$$y = L e^{-k_1 t} \quad \text{Ecuación IV.49}$$

La DBO ejercida al cabo de un tiempo t es la diferencia entre la existente en el momento inicial y la remanente, por lo que

$$DBO = L - Y = L(1 - e^{-k_1 t}) \quad \text{Ecuación IV.50}$$

El valor de k_1 y L se obtiene de un conjunto de datos de la DBO para ciertos tiempos. La constante k_1 varía con la temperatura de acuerdo con la Ecuación V.51

$$k_{1(t)} = k_{1(20)} (1.047^{(t-20)}) \quad \text{Ecuación IV.51}$$

Donde:

$k_{1(20)}$ = Valor de la DBO obtenida en la determinación a 20°C

t = Temperatura real existente

La Ecuación IV.51 puede utilizarse para determinar la velocidad a que se ejerce la DBO a temperaturas diferentes a 20°C, valor que es importante conocer cuando se trata de investigar el efecto de las descargas de aguas residuales en los cuerpos de agua receptores.

La velocidad a la que la DBO desaparece se debe a dos mecanismos: consumo y sedimentación. El consumo es la razón a la que la DBO se remueve debido a la descomposición bacterial. Cuando las concentraciones de oxígeno disuelto son altas, este proceso se realiza rápidamente.

Actualmente el modelo asume una ecuación de primer orden para describir la desoxigenación de la DBO_u . La función de DBO también toma en cuenta la remoción adicional de DBO debido a la sedimentación y floculación, que no ejercen una demanda de oxígeno (Ecuación IV.52).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L \quad \text{Ecuación IV.52}$$

L = Concentración de DBO_u carbonosa, mg/L.

K₁ = Coeficiente de desoxigenación, f(T), días⁻¹.

K₃ = Velocidad de pérdida de DBO debido a sedimentación, f(T), días⁻¹.

El modelo simula la DBO en el caso general, de cualquier manera el usuario puede escoger los valores de DBO₅ como datos de entrada o de salida. En este caso, el modelo lleva a cabo las conversiones necesarias de DBO₅ a DBO_u, mediante la Ecuación IV.53:

$$DBO_5 = DBO_u (1.0 - \exp(5 * KDBO)) \quad \text{Ecuación IV.53}$$

Donde:

DBO₅ = DBO a 5 días, mg/L.

DBO_u = DBO última, mg/L.

KDBO = Factor de conversión de DBO, días⁻¹.

Clorofila. - En el modelo se considera que la clorofila es directamente proporcional a la concentración de biomasa de algas fitoplanctónicas. Para los propósitos de este modelo la biomasa de algas se convierte a clorofila por la simple relación:

$$\text{Chl } \underline{a} = \alpha_o A \quad \text{Ecuación IV.54}$$

Donde:

Chl a = Concentración de clorofila a, µg-Chl a /L.

A = Concentración de biomasa de algas, mg - A/L.

α_o = Factor de conversión, µg-Chl a /mg - A.

La ecuación diferencial para el crecimiento y la producción de algas (clorofila a) se formula de acuerdo a las siguientes relaciones:

$$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d} A \quad \text{Ecuación IV.55}$$

Donde:

A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

t = Tiempo, d⁻¹.

μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d⁻¹.

ρ = Coeficiente de velocidad de respiración de algas, d⁻¹.

σ₁ = Coeficiente de velocidad de sedimentación de algas, dependiente de la temperatura, ft/d.

d = Profundidad promedio, ft.

En el modelo se usa un parámetro simple de velocidad de respiración, ρ , para representar tres procesos: (a) la respiración endógena de algas, (b) la conversión de fósforo de algas a fósforo orgánico, y (c) la conversión de nitrógeno de algas a nitrógeno orgánico. Ver figura III.26.

Disminución de la iluminación por la densidad de algas.- Se usa la siguiente ecuación para considerar la densidad de algas y ajustar el coeficiente de extinción de luz, λ .

$$\lambda = \lambda_0 + \lambda_1 \alpha_0 A + \lambda_2 (\alpha_0 A)^2 \quad \text{Ecuación IV.56}$$

Donde:

- λ_0 = Porción del coeficiente de extinción de luz que no se debe al efecto del aumento de algas, ft^{-1} .
- λ_1 = Coeficiente lineal para considerar la disminución de la iluminación por la densidad de algas, $\text{ft}^{-1} (\mu\text{g-Chla/L})^{-1}$.
- λ_2 = Coeficiente no lineal para considerar la disminución de la iluminación por la densidad de algas, $\text{ft}^{-1} (\mu\text{g-Chla/L})^{-2/3}$.
- α_0 = Factor de conversión, $\mu\text{g-Chla/mg A}$.
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L .

La selección apropiada de los valores de λ_1 y λ_2 permite el modelado de una variedad de situaciones de disminución de la iluminación por la densidad de las algas:

- No hay disminución de la iluminación por la densidad de las algas
 $\lambda_1 = \lambda_2 = 0$
- Disminución lineal de la iluminación por la densidad de las algas
 $\lambda_1 \neq 0, \quad \lambda_2 = 0$
- Disminución no lineal de la iluminación por la densidad de las algas

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= 0.00268, & \text{ft-1 } (\mu\text{g-Chla/L})^{-1} \\ \lambda_2 &= 0.0165, & \text{ft-1 } (\mu\text{g-Chla/L})^{-2/3} \end{aligned}$$

ó

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= 0.0088, & \text{ft-1 } (\mu\text{g-Chla/L})^{-1} \\ \lambda_2 &= 0.054, & \text{ft-1 } (\mu\text{g-Chla/L})^{-2/3} \end{aligned}$$

Relaciones entre nutrientes y algas. Los factores que limitan el crecimiento de algas por efecto de nitrógeno, (FN) y por fósforo (FP) están definidos por la expresión de Monod:

$$FN = \frac{N_c}{N_c + K_N} \quad \text{Ecuación IV.57}$$

y

$$FP = \frac{P_2}{P_2 + K_p} \quad \text{Ecuación IV.58}$$

Donde:

N_e = Concentración efectiva de nitrógeno inorgánico disponible, mg-N/L.

K_N = Constante de saturación media de Michaelis-Menton por efecto de nitrógeno, mg-N/L.

P_2 = Concentración local de fósforo disuelto, mg-P/L.

K_p = Constante de saturación media de Michaelis-Menton por efecto de fósforo, mg-P/L.

Se considera que las algas usan nitrógeno amoniacal y/o nitrato como una fuente de nitrógeno orgánico. La concentración efectiva de nitrógeno disponible está dada por:

$$N_e = N_1 + N_3 \quad \text{Ecuación IV.59}$$

Donde:

N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.

N_3 = Concentración de nitratos, mg-N/L.

Las constantes empíricas de saturación media para nitrógeno, K_N , y fósforo, K_p , se usan para ajustar la velocidad de crecimiento de algas tomando en cuenta los factores que pueden limitar su crecimiento. Cada constante es el nivel en el cual el factor particular limita el crecimiento de algas a la mitad de la velocidad máxima o "saturada". En la simulación de la concentración de algas, el modelo considera que si el nitrógeno o el fósforo, o ambos, no son simulados, o no son limitantes.

Ciclo del fósforo.

El fósforo es otro de los elementos absolutamente esenciales para la vida. Es requerido por todas las formas de vida en los procesos metabólicos que proporcionan energía para las células. El uso del fósforo en detergentes y fertilizantes artificiales puede producir un excesivo desarrollo de plantas en los cuerpos de agua.

La principal fuente de fósforo son las rocas fosfatadas y los depósitos naturales de fosfato, de guano y animales fósiles. El ciclo del fósforo es especial en que es más un proceso unidireccional que un ciclo. Como se muestra en la Figura IV.13, el fósforo se mueve de las rocas por erosión o minería, se usa en las cadenas alimenticias, y eventualmente puede depositarse en las profundidades del océano donde se pierde hasta que un cambio geológico lo ponga disponible otra vez. Parte de los fosfatos perdidos en el mar circulan hacia la tierra cuando se consumen especies marinas o en el depósito del excremento de pájaros (guano).

La minería de las rocas fosfatadas para la manufactura de fertilizantes acelera la pérdida hacia el mar del fósforo.

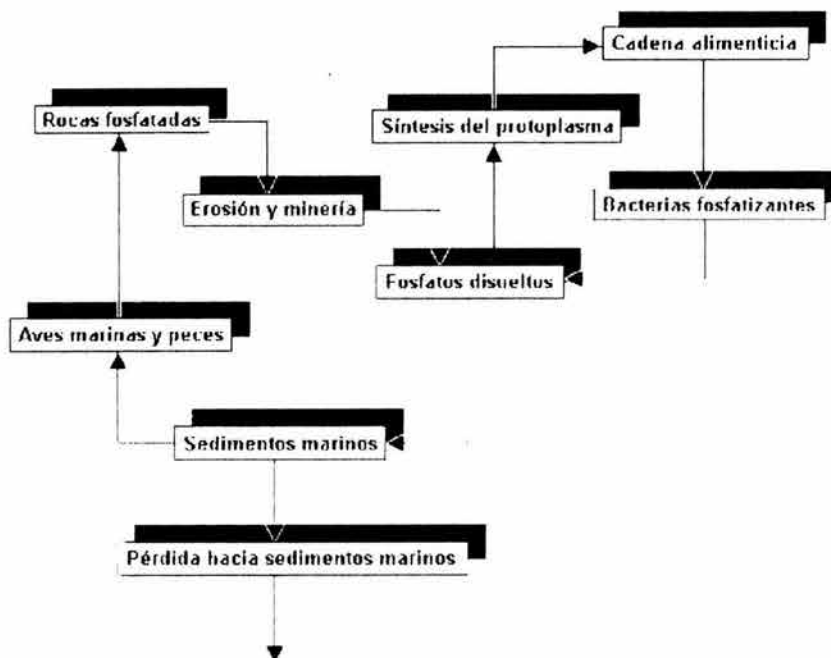


Figura IV.1. Ciclo del Fósforo

El ciclo de fósforo es similar al ciclo de nitrógeno en muchos aspectos. Las formas orgánicas de fósforo que se generan por la muerte de algas se convierten al estado inorgánico disuelto, disponible para la producción primaria de algas. El fósforo presente en las descargas de las plantas de tratamiento de aguas negras se encuentra en forma inorgánica disuelta y es consumido rápidamente por las algas. A continuación se presentan las ecuaciones diferenciales de la transformación de fósforo de una forma a otra:

Fósforo orgánico.

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 \quad \text{Ecuación IV.60}$$

Donde:

P_1 = Concentración de fósforo orgánico, mg-P/L.

α_2 = Contenido de fósforo de algas, mg P/mg-A.

ρ = Velocidad de respiración de algas, d^{-1} .

A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

β_4 = Velocidad de consumo de fósforo orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

σ_5 = Coeficiente de velocidad de sedimentación de fósforo orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

Fósforo disuelto

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \sigma_2/d - \alpha_2 \mu A \quad \text{Ecuación IV.61}$$

Donde:

P_2 = Concentración de fósforo inorgánico o disuelto, mg-P/L.

σ_2 = Velocidad de la fuente béntica para fósforo disuelto, en función de la temperatura, mg-P/ft²-d

d = Profundidad media de la corriente, ft.

μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d⁻¹.

A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

Ciclo del Nitrógeno

El nitrógeno juega un papel importante en muchos problemas ambientales. Como nutriente, el nitrógeno es esencial porque es el componente mayor de las proteínas, y la ausencia de proteínas en la dieta es la principal causa de desnutrición humana. El nitrógeno se usa en los fertilizantes artificiales lo que tiene implicaciones en la contaminación del agua. Además, durante la combustión se generan óxidos de nitrógeno los cuales son componentes principales del smog fotoquímico.

La atmósfera contiene en forma abundante el nitrógeno (alrededor del 78 % del aire) pero en esta forma no puede ser utilizado directamente por las plantas. Parte del nitrógeno utilizado por las plantas es fijado del N₂ atmosférico por las bacterias fijadoras del nitrógeno, las que se encuentran en las raíces de leguminosas tales como el trébol y la alfalfa. Estas bacterias fijadoras del nitrógeno atmosférico N₂ lo oxidan a nitratos NO₃ los que son usados por las plantas. Este es un ejemplo de mutualismo donde las bacterias y las plantas viven juntas y con mutua ventaja. Las bacterias reciben energía de las plantas en forma de carbohidratos y las plantas reciben una fuente de nitrógeno. Las plantas que no tiene esta fuente de nitratos, las obtienen directamente del suelo. Sin embargo, siembras constantes agotan el nitrógeno a menos que se sigan algunos mecanismos de recuperación, éste es el propósito de la rotación de cultivos. Las bacterias fijadoras del nitrógeno asociadas con los cultivos de legumbres mantienen la fertilidad del suelo sin el uso de fertilizantes artificiales. Sin embargo, debido al incremento de la población a nivel mundial es difícil evitar el uso de fertilizantes artificiales, los cuales contribuyen a la contaminación del agua.

La Figura IV.2 muestra el ciclo del nitrógeno. En él se puede observar que los nitratos (NO₃), o amoníaco (NH₃), son tomados por las plantas y usados en la síntesis de proteínas. Los productos de podredumbre y de excremento de los miembros de la cadena alimenticia son convertidos a amoníaco por las bacterias y hongos. Entonces las bacterias de los nitritos (nitrosomas) convierten el amoníaco a nitritos (NO₂), y las bacterias de los nitratos (nitrobacter) convierten los nitritos a nitratos (NO₃). El nitrógeno retorna a la atmósfera cuando las bacterias desnitrificantes convierten el nitrato en nitrógeno atmosférico (N₂). En la Figura IV.14 no se muestra la fijación del nitrógeno hecha por el hombre en la manufactura de fertilizantes artificiales. Actualmente la cantidad de

nitrógeno fijado artificialmente es mayor que el fijado en forma natural, y los efectos de esta nueva entrada a la biosfera son desconocidos.

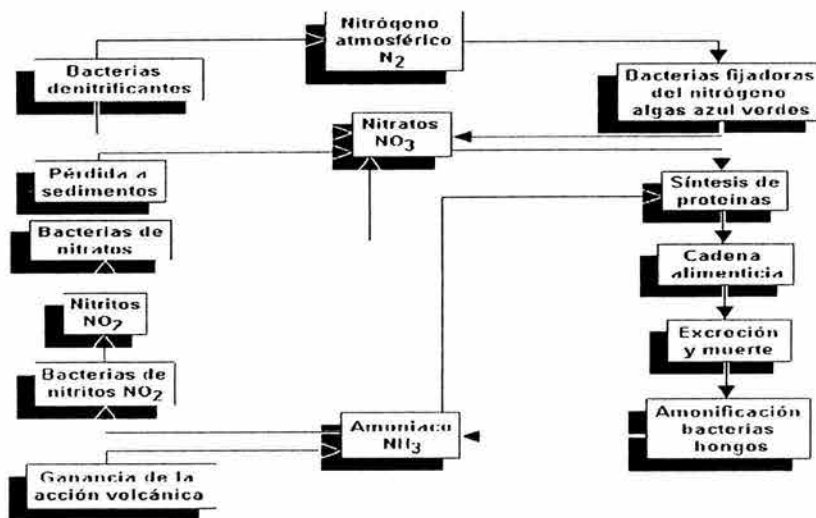


Figura IV.2. Ciclo del nitrógeno

En aguas naturales, en condiciones aeróbicas, hay una transformación por etapas de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, a nitritos y finalmente a nitratos. Las ecuaciones diferenciales de las transformaciones de nitrógeno de una forma a otra son:

Nitrógeno orgánico

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad \text{Ecuación IV.62}$$

Donde :

- N_4 = Concentración de nitrógeno orgánico, mg-N/L.
- β_3 = Coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d⁻¹.
- α_1 = Fracción de nitrógeno en algas, mg-N/mg-A.
- ρ = Coeficiente de velocidad de respiración de algas, d⁻¹.
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- σ_4 = Coeficiente de velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico, en función de la temperatura, d⁻¹.

Nitrógeno amoniacal

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3/d - F_1 \alpha_1 \mu A \quad \text{Ecuación IV.63}$$

Donde :

$$F_1 = P_N N_1 / (P_N N_1 + (1 - P_N) N_3) \quad \text{Ecuación IV.64}$$

 N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L. N_3 = Concentración de nitratos, mg-N/L. N_4 = Concentración de nitrógeno orgánico, mg-N/L. β_1 = Coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} . β_3 = Coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} . α_1 = Fracción de nitrógeno en algas, mg-N/ mg-A. α_3 = Coeficiente de velocidad de captación de nitrógeno amoniacal de la fuente béntica, mg-N/ft²-d. d = Profundidad media de flujo, ft. F_1 = Fracción de nitrógeno de algas que se capta de la fuente de amonio μ = Velocidad de crecimiento específico de algas, d^{-1} . A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L. P_N = Factor de selectividad para nitrógeno amoniacal (0 a 1.0).El modelo incluye un factor de selectividad de algas para nitrógeno amoniacal, P_N .**Nitritos**

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad \text{Ecuación IV.65}$$

Donde:

 N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L. N_2 = Concentración de nitritos, mg-N/L. β_1 = Coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} . β_2 = Coeficiente de velocidad para la oxidación de nitritos, en función de la temperatura, d^{-1} .

Nitratos

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A \quad \text{Ecuación IV.66}$$

Donde:

F_1 = Fracción de nitrógeno de algas tomado de la fuente de amonio, mg-N/L.

α_1 = Contenido de nitrógeno en algas, mg-N/mg-A.

μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d^{-1} .

Oxígeno Disuelto. El balance de oxígeno depende de la capacidad de la corriente para reaerarse a sí misma. Esta capacidad es función de los procesos de convección y difusión que ocurren dentro del sistema y de las fuentes y sumideros de oxígeno internos. Las mayores fuentes de oxígeno, además de la reaeración atmosférica, son el oxígeno producido por la fotosíntesis y el oxígeno contenido en el flujo entrante. Los sumideros de oxígeno disuelto incluyen oxidación bioquímica de materia orgánica carbonosa o nitrogenosa, demanda béntica de oxígeno y oxígeno utilizado por la respiración de algas.

A continuación se muestra la ecuación diferencial que describe la velocidad de cambio de oxígeno. Cada término representa una fuente o un sumidero de oxígeno.

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - K_4/d - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad \text{Ecuación IV.67}$$

Donde:

- O = Concentración de oxígeno disuelto, mg/L.
- O^* = Concentración de saturación de oxígeno disuelto a presión y temperatura locales, mg/L.
- α_3 = Velocidad de producción de oxígeno en el proceso de fotosíntesis en algas, mg-O/mg-A.
- α_4 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de respiración de algas, mg-O/mg-A.
- α_5 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitrógeno amoniacal, mg-O/mg-N.
- α_6 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitritos, mg-O/mg-N.
- μ = Velocidad de crecimiento de algas, en función de la temperatura, d^{-1} .
- ρ = Velocidad de respiración de algas, en función de la temperatura, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- L = Concentración de DBO carbonosa última, mg/L.
- d = Profundidad media de la corriente, ft.
- K_1 = Velocidad de desoxigenación de DBO carbonosa, en función de la temperatura, d^{-1} .
- K_2 = Velocidad de reaeración, análoga a la difusión de Fick, en función de la temperatura, d^{-1} .

- K_4 = Velocidad de demanda de oxígeno de sedimentos, en función de la temperatura, $\text{mg}/\text{ft}^2 \cdot \text{d}^{-1}$.
 β_1 = Coeficiente de velocidad de oxidación de amonio, en función de la temperatura, d^{-1} .
 β_2 = Coeficiente de velocidad de oxidación de nitritos, en función de la temperatura, d^{-1} .
 N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, $\text{mg-N}/\text{L}$.
 N_2 = Concentración de nitrógeno de nitritos, $\text{mg-N}/\text{L}$.

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

$$\ln O^* = -139.34410 + (1.575701 \times 10^5/T) - (6.642308 \times 10^7/T^2) + (1.243800 \times 10^{10}/T^3) - (8.621949 \times 10^{11}/T^4) \quad \text{Ecuación IV.68}$$

Donde:

- O^* = Concentración de equilibrio de oxígeno a una atmósfera, mg/L .
 T = Temperatura, ($^{\circ}\text{K}$) = ($^{\circ}\text{C} + 273.15$) y $^{\circ}\text{C}$ dentro del intervalo de 0.0 a 40.0 $^{\circ}\text{C}$.

Para otras condiciones de presión, la concentración de equilibrio de oxígeno disuelto se corrige con la ecuación V.69:

$$O_p = O^* P \left[\frac{(1 - P_{\text{wv}}/P)(1 - \phi P)}{(1 - P_{\text{wv}})(1 - \phi)} \right] \quad \text{Ecuación IV.69}$$

Donde:

- O_p = Concentración de equilibrio de oxígeno a presión no estándar, mg/L .
 O^* = Concentración de equilibrio de oxígeno a una atmósfera, mg/L .
 P = Presión (atm), entre 0.0 y 2.0 atmósferas.
 P_{wv} = Presión parcial de vapor de agua (atm), se calcula como:

$$\ln P_{\text{wv}} = 11.8571 - (3840.70/T) - (216961/T^2) \quad \text{Ecuación IV.70}$$

y

$$\phi = 0.000975 - (1.426 \times 10^{-5} t) + (6.436 \times 10^{-8} t^2) \quad \text{Ecuación IV.71}$$

Donde:

- t = Temperatura, $^{\circ}\text{C}$.

Las ecuaciones en los Métodos Estandarizados para calcular las concentraciones de saturación de oxígeno disuelto también incluyen correcciones para salinidad y cloruros. La salinidad y los cloruros no están modelados explícitamente, por lo que el modelo no corrige O^* por estos efectos. Más aún, la corrección por presión para O^* (ecuación IV.69), se hace sólo cuando se modela la temperatura, ya que la presión barométrica es un requerimiento primario de las ecuaciones del balance de energía.

Coliformes. Los coliformes se usan como un indicador de contaminación por microorganismos patógenos en aguas superficiales. Las expresiones para estimar la concentración de coliformes son generalmente funciones de decaimiento de primer orden, las cuales solo toman en cuenta la muerte de coliformes. En el modelo se usa la expresión:

$$\frac{dE}{dt} = -K_5 E \quad \text{Ecuación IV.72}$$

Donde:

E = Concentración de coliformes, colonias/100 ml.

K_5 = Velocidad de decaimiento de coliformes, en función de la temperatura, d^{-1} .

DATOS GEOGRÁFICOS Y CLIMATOLÓGICOS

En esta pantalla se ingresan los datos geográficos y climatológicos. Los datos climatológicos pueden variar o ser constantes en los tramos, lo cual depende del tipo de simulación. El factor de corrección de temperatura podrá ser dado por el modelo o especificado por el usuario. También si se tiene el dato de oxígeno disuelto almacenado en el archivo podrá especificarse bajo el archivo "Observed Dissolved Oxygen" en esta misma pantalla.

En esta pantalla se tienen 6 menús , cada menú consta de las siguientes opciones:

Geographical and Climatological Data

<p>Latitude (deg) <input style="width: 80px;" type="text" value="30.37"/></p> <p>Longitude (deg) <input style="width: 80px;" type="text" value="99.91"/></p> <p>Standard meridian (deg) <input style="width: 80px;" type="text" value="90"/></p> <p>Basin elevation (m) <input style="width: 80px;" type="text" value="1900"/></p> <p>Dust attenuation coeff. <input style="width: 80px;" type="text" value=".06"/></p> <p>Climatological Data</p> <p><input type="radio"/> Reach variable temp.</p> <p><input checked="" type="radio"/> Global values</p> <p>Climatological file <input style="width: 150px;" type="text"/></p> <p><input checked="" type="checkbox"/> DO and BOD plot</p> <p style="margin-left: 20px;">Number of DO/BOD plots <input style="width: 60px;" type="text" value="1"/></p> <p style="margin-left: 20px;">Observed Dissolved Oxygen file <input style="width: 150px;" type="text"/></p>	<p>Evaporation coefficient</p> <p>AE ((m/hr)/mbar) <input style="width: 80px;" type="text" value="9.399e-006"/></p> <p>BE ((m/hr)/(mbar-m/s)) <input style="width: 80px;" type="text" value="3.267e-006"/></p> <p>Temperature correction factors</p> <p><input checked="" type="radio"/> Default</p> <p><input type="radio"/> User specified</p> <p>Output Print</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Summary</p> <p><input type="checkbox"/> Climatological data printout</p>
---	---

Pantalla IV.5. DATOS GEOGRÁFICOS Y CLIMATOLÓGICOS

En el menú IV.5a, se tiene las opciones:

Latitude (deg)	<input style="width: 80px;" type="text" value="30.37"/>
Longitude (deg)	<input style="width: 80px;" type="text" value="99.91"/>
Standard meridian (deg)	<input style="width: 80px;" type="text" value="90"/>
Basin elevation (m)	<input style="width: 80px;" type="text" value="1900"/>
Dust attenuation coeff.	<input style="width: 80px;" type="text" value=".06"/>

Menú IV.5a

Latitud

La latitud de la cuenca se introduce en grados. El rango normal de la latitud es desde 0 hasta 90 grados. La latitud predeterminada que se usa en el modelo es 34.

Longitud

La longitud de la cuenca se introduce en grados. El rango normal de la longitud es desde 0 hasta 180 grados. La latitud predeterminada en el modelo es 75.

Meridiano estándar

El meridiano estándar de la cuenca se introduce en grados. El rango normal del meridiano estándar es desde 1 hasta 266 grados. La latitud predeterminada que se usa en el modelo es 180.

Elevación de la cuenca

La elevación de la cuenca se introduce en metros sobre el nivel del mar. El rango máximo de la elevación en metros es de 3650. La latitud predeterminada que se usa en el modelo es de 305 metros.

Coefficiente de atenuación de polvo

Aquí se introduce el coeficiente de atenuación de polvo para la radiación solar. El coeficiente de atenuación de polvo generalmente oscila entre 0 y 0.13. Para mayor precisión se debe consultar con meteorólogos locales para asignar valores más exactos. El valor predeterminada que se usa en el modelo es de 0.06.

Climatological Data

Reach variable temp.

Global values

Climatological file

Menú IV.5b. Datos climatológicos

Datos climatológicos

En el menú IV.5b. Se tienen dos opciones para introducir los datos climatológicos: tramo de aportes variables de temperatura o valores globales. Para una simulación en estado estable pueden aplicarse las dos opciones, mientras que para una simulación dinámica, sólo pueden seleccionarse los valores globales. En los tramos de aportes variables el usuario especifica explícitamente los valores de los aportes de la simulación de la temperatura para todos los tramos del sistema. En los valores globales se puede especificar un valor único para cada aporte de simulación de temperatura y QUAL2E asumirá que estos valores se aplican a todos los tramos del sistema modelado.

Para la simulación dinámica, se pueden introducir una serie de datos de tiempo climatológicos. Estos datos climatológicos pueden leerse también desde un archivo separado. Este archivo debe de tener la terminación CLI. En la cuenca de tiempo variable los datos promedio de climatología se diseñan para ser cronológicamente ordenados en 3 intervalos. Debe haber un número suficiente de líneas de datos para cubrir el período de tiempo específico para la longitud de simulación.

<p>Global values</p>	
<p>Climatological file</p>	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;"> <p>DIURNL.CLI</p> <p>QUAL2E003.CLI</p> </div>

Menú IV.5b. Valores Globales

En el menú IV.5c, se introducen los coeficientes de evaporación.

<p>Evaporation coefficient</p>	
<p>AE ((m/hr)/mbar)</p>	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;"> <p>9.399e-006</p> </div>
<p>BE ((m/hr)/(mbar-m/s))</p>	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;"> <p>3.267e-006</p> </div>

Menú IV.5c. Coeficientes de evaporación

Temperature correction factors

- Default
 User specified

Menú IV.5d. Factores de corrección de temperatura

En el menú IV.5d, se tienen dos opciones para los factores de corrección de temperatura: valor predeterminado o el especificado por el usuario. Varios de los procesos representados en QUAL2E son afectados por la temperatura. Si se usa la segunda opción, los coeficientes de temperatura pueden cambiarse.

En el menú IV.5e. se tiene las siguientes opciones:

Output Print

- Summary
 Climatological data printout

Menú IV.5e. Impresión del resumen**Resumen**

Se selecciona esta opción si únicamente se quiere la copia impresa del resumen.

Impresión de la copia climatológica de datos

Se selecciona esta opción para imprimir aparte los datos climatológicos.

En el menú IV.5f, se selecciona esta opción para que aparezcan los diagramas de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno al final de la corrida del modelo.

<input checked="" type="checkbox"/> DO and BOD plot	
Number of DO/BOD plots	<input type="text"/>
Observed Dissolved Oxygen file	<input type="text"/> <ul style="list-style-type: none"> QAL2E001.DO QAL2E002.DO WRKSHOP1.DO WTHBASE1.DO

Menú IV.5f. Diagramas de Oxígeno disuelto y Demanda bioquímica de oxígeno

También en el menú IV.5f, se tienen las siguientes opciones:

El número de graficas de OD/DBO

Aquí se especifica el número de diagramas de OD/DBO de cada tramo que se quiere aparezcan en la corrida.

Archivo de oxígeno disuelto observado

Se debe seleccionar el archivo que contiene los datos de oxígeno disuelto observado. Este archivo debe tener la terminación DO, por ejemplo QAL2E001.DO (ver menú IV.5f).

Pantalla IV.6. NÚMERO DE TRAMOS PARA SER GRAFICADOS

Reach numbers for DO/BOD to be plotted

R11 (1):

PLOT	#LOC	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11
1	20	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√

En la pantalla IV.6 se tiene la opción de graficar para Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno en cada tramo del río. En la columna #LOC se tiene que introducir el número de monitoreos que se tiene en el río.

DATOS OBSERVADOS DE OXÍGENO DISUELTO EN EL RÍO

Observed Dissolved Oxygen Data				
RIVER LOCATION (km) [1]: 125				
PLOT	RIVER LOCATION (km)	MIN DO (mg/l)	AVE DO (mg/l)	MAX DO (mg/l)
1	125			2
1	119.3			.85
1	118.4			.1
1	116.7			.3
1	114.9			7.2
1	110.7			7.8
1	106.4			8.8
1	97.4			7.43
1	74.5			5.5
1	73.3			1.1
1	63.4			.07
1	56.8			.01
1	55.9			.01
1	48.2			.04
1	42.3			2.3
1	37.5			.02
1	32.7			.02
1	15.8			3.1
1	15.3			2.6

Pantalla IV.7. DATOS OBSERVADOS DE OXÍGENO DISUELTO EN EL RÍO

En esta pantalla IV.7 aparecen 4 columnas para introducir datos : la primera columna con el título de localización en el río (Km), en esta columna se deben localizar las estaciones de monitoreo en el cadenamiento del río, la s siguientes columnas dos, tres y cuatro se introducen datos de Oxígeno Disuelto Mínimo, promedio de oxígeno disuelto, oxígeno Disuelto Máximo en el río respectivamente.

El Cuadro IV.9 muestra el promedio de oxígeno en cada estación de monitoreo, estos se introducen en la pantalla de **DATOS OBSERVADOS DE OXÍGENO DISUELTO EN EL RÍO** como se muestra a continuación:

Cuadro IV.9. Localización de los datos Oxígeno Disuelto en el río

Sección	Estación	Localización	Oxígeno Disuelto
Clave	Clave	[Km]	[mg/L]
RM1	Aguas arriba de Santa María Nativitas	125	4.2
RM2	Aguas arriba de LIBERTEX	119.3	0.85
RM3	Aguas abajo de LIBERTEX	118.4	0.1
RM4	Aguas arriba de la presa Cofradía	116.7	0.3
RM5	Aguas abajo de la presa Cofradía	114.9	7.2
RM5A	Arroyo Cofradía	110.7	7.8
RM6	Aguas arriba de la presa San Ildefonso	106.4	8.8
RQ7	Aguas abajo de la presa San Ildefonso	97.4	7.43
RQ8	Aguas arriba de la presa Constitución de 1857	74.5	5.5
RQ10	Aguas abajo de la presa Lomo de Toro	73.3	1.1
RQ11	A. ab.PTAR San Juan del Río	63.4	0.07
RQ12	Aguas arriba del dren La Culebra	56.8	0.01
RQ13	Aguas abajo del dren La Culebra	55.9	0.01
RQ14	Aguas arriba de la presa Centenario	48.2	0.04
RQ15	Aguas abajo de la presa Centenario	42.3	2.3
RQ16	Aguas arriba de la presa Paso de Tablas	37.5	0.02
RQ16A	Aguas abajo de la presa Paso de Tablas	32.7	0.02
RH17	Aguas arriba de la descarga del geiser	15.8	3.1
RH18	Aguas abajo de la descarga del geiser	15.3	2.6
RH19	Aguas arriba de la presa Zimapán	9.4	2.3

CONSTANTES CINÉTICAS GLOBALES

Global Kinetics			
Oxygen uptake by Ammonia oxidation (mg O/mg N)	3.43	Light function	Half saturation
Nitrite oxidation (mg O/mg N)	1.14	Saturation coeff. (Langley-min)	0.029854
Algae			
Oxygen production by growth (mg O/mg A)	1.6	Light ave. from solar radiation	Daily-data
Oxygen uptake by respiration (mg O/mg A)	2	Light averaging factor	0.92
Nitrogen content (mg N/mg A)	0.085	Number of daylight hours	14
Phosphorus content (mg P/mg A)	0.014	Daily radiation (Langley)	352.82
Max. specific growth rate (1/day)	2.5	Light nutrient reactions	Multiplicative
Respiration rate (1/day)	0.05	Algal preference factor for NH3	0.9
Nitrogen half saturation coeff.	0.2		
Phosphorus half saturation coeff.	0.04	Nitrification inhibition coeff.	.6
Linear coeff. (1/m-ug-Chla/L)	0.002460		
Nonlinear coeff. (1/m-{ug-Chla/L} ^{2/3})	0		

Pantalla IV.8. CONSTANTES CINÉTICAS GLOBALES

Las reacciones químicas y biológicas son simulados por QUAL2E y representados por un complejo grupo de ecuaciones que contienen varios parámetros del sistema; algunos son: constantes, espacialmente variable y dependientes de la temperatura.

En la pantalla IV.8, se muestran 6 menús que a continuación se explican:

En el menú IV.8 se tiene lo siguiente:

Oxygen uptake by Ammonia oxidation (mg O/mg N)	3.43
Nitrite oxidation (mg O/mg N)	1.14

Menú IV.8a. Oxígeno consumido

En el V.8a. Se muestra en los dos primeros renglones el oxígeno consumido por la oxidación de amoníaco y por la oxidación de nitritos. En el cuadro IV.10 se muestran los valores típicos para los coeficientes de reacción y el intervalo o el rango en que se pueden variar los coeficientes.

Cuadro IV.10. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
α_5	Consumo de O ₂ por oxidación de NH ₃	mg-O/mg-N	3.0-4.0
α_6	Consumo de O ₂ por oxidación de NO ₂	mg-O/mg-N	1.0-1.14

Algae

Oxygen production by growth (mg O/mg A)	1.6
Oxygen uptake by respiration (mg O/mg A)	2
Nitrogen content (mg N/mg A)	0.085
Phosphorus content (mg P/mg A)	0.014
Max. specific growth rate (1/day)	2.5
Respiration rate (1/day)	0.05
Nitrogen half saturation coeff.	0.2
Phosphorus half saturation coeff.	0.04
Linear coeff. (1/m-ug-Chla/L)	0.002460
Nonlinear coeff. (1/m-{ug-Chla/L} ^{2/3})	0

Menú IV.8b. Datos de algas

El contenido del menú IV.8b es el siguiente:

1. Producción de oxígeno por crecimiento de algas
2. Consumo de oxígeno por respiración de algas
3. Contenido de nitrógeno en algas
4. Contenido de fósforo en algas
5. Velocidad máxima de crecimiento de algas
6. Velocidad de respiración de algas
7. Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de nitrógeno
8. Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de fósforo
9. Coeficiente lineal de autoensombrecimiento por algas
10. Coeficiente no lineal de autoensombrecimiento por algas

En la cuadro IV.11 se muestran los intervalos típicos par los coeficientes de reacción correspondientes al menú IV.8b.

Cuadro IV.11. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
α_0	Producción de O ₂ por crecimiento de algas	mg-O/mg-A	1.4-1.8
α_1	Consumo de O ₂ por respiración de algas	mg-O/mg-A	1.6-2.3
α_2	Contenido de nitrógeno en algas	mg-N/mg-A	0.07-0.09
α_3	Contenido de fósforo en algas	mg-P/mg-A	0.01-0.02
μ_{max}	Velocidad máxima de crecimiento de algas	d ⁻¹	1.0-3.0
ρ	Velocidad de respiración de algas	d ⁻¹	0.05-0.5
k_n	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de nitrógeno	mg-N/L	0.01-0.30
k_p	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de fósforo	mg-P/L	0.001-0.05
λ_1	Coefficiente lineal de autoensombrecimiento por algas	1/ft/ μ g-Chl <u>a</u> / l	0.002-0.02
λ_2	Coefficiente no lineal de autoensombrecimiento por algas	1/ft/(μ g-Chl <u>a</u> / l) ^{2/3}	0.0165

Todas las funciones y coeficientes de luz se muestran en el menú IV.8c.

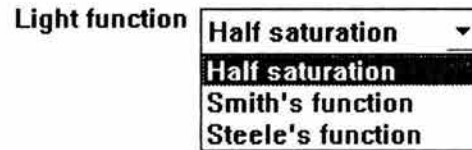
Light	
Light function	Half saturation ▾
Saturation coeff. (Langley-min)	0.029854
Intensity (Langley-min)	352.82
Light ave. from solar radiation	Daily-data ▾
Light averaging factor	0.92
Number of daylight hours	14
Daily radiation (Langley)	352.82
Light nutrient reactions	Limiting nutrient ▾
Algal preference factor for NH ₃	0.9
Nitrification inhibition coeff.	.6

Menú IV.8c. Datos de Luz

El contenido del menú IV.8c. se puede resumir en forma general de la siguiente manera:

1. Función de luz :

- 1.1 Saturación media
- 1.2 Función de Smith
- 1.3 Función de Steel



- 2. Promedio de luz de la radiación solar
- 3. Reacciones luz-nutrientes
- 4. Coeficiente de inhibición de nitrificación

Lo que presenta el menú IV.8c es un parámetro simple de velocidad de respiración, ρ , para representar tres procesos: (a) la respiración endógena de algas, (b) la conversión de fósforo de algas a fósforo orgánico, y (c) la conversión de nitrógeno de algas a nitrógeno orgánico. La velocidad específica de crecimiento de algas, μ , depende de la disponibilidad de la luz y de los nutrientes requeridos (nitrógeno y fósforo). El programa tiene la capacidad de modelar las interacciones entre estos factores limitantes de tres diferentes procesos.

La velocidad de la fotosíntesis se incrementa cuando aumenta la intensidad de la luz hasta un máximo llamado valor de saturación. A altas intensidades de luz, algunas expresiones para el cálculo de esta velocidad exhiben fotoinhibición, mientras que en otras se muestra que la actividad fotosintética se mantiene en un valor máximo.

1. **Función de luz**

El programa reconoce tres opciones para calcular el factor limitante para el crecimiento de algas, FL . Los efectos de atenuación de luz sobre la velocidad de crecimiento de algas puede simularse usando el método de saturación media de Monod, la función de Smith, o la ecuación de Steel.

Cuando se activa la casilla de Saturación Media correspondiente a función de luz, el coeficiente de saturación se activa y se desactiva la casilla de Intensidad de Luz, debido a que se emplea la expresión de Monod y en ésta expresión se encuentra el coeficiente de saturación media K_{LM} . En cambio cuando se emplea la función de Smith se activa la casilla de intensidad de Luz y desactiva la casilla de coeficiente de saturación en este K_{LS} es la intensidad de Luz y corresponde al 71% de la velocidad máxima de crecimiento y por último se emplea la función de Steel sucede lo mismo que en la función de Smith pero a diferencia de que K_{LE} es la intensidad de luz de saturación en la cual velocidad de crecimiento de las algas es máximo.

1.1 Método de saturación media de Monod. En esta opción, el factor limitante para el crecimiento de algas por luz está definido por la expresión de Monod :

$$FL_z = \frac{I_z}{K_{LM} + I_z} \quad \text{Ecuación IV.73}$$

Donde:

FL_z = Factor de atenuación de crecimiento de algas por efecto de la luz a intensidad I_z .

I_z = Intensidad de la luz a profundidad (z), Btu/ft²-h.

K_{LM} = Coeficiente de saturación media, por efecto de la luz, Btu/ft²-h.

z = Profundidad, ft.

1.2 Método de la función de Smith. En esta opción el factor limitante del crecimiento de algas por efecto de la luz, incluye los efectos de segundo orden de la intensidad de la luz:

$$FL_z = \frac{I_z}{(K_{LS}^2 + I_z^2)^{1/2}} \quad \text{Ecuación IV.74}$$

Donde:

K_{LS} = Intensidad de la luz que corresponde al 71% de la velocidad máxima de crecimiento, Btu/ft²-h.

Los otros términos se definen igual que en la ecuación IV.73.

1.3 Método de la ecuación de Steel. En esta opción se incorpora una función exponencial para modelar el efecto de fotoinhibición sobre la velocidad de crecimiento de algas.

$$FL_z = \left(\frac{I_z}{K_{LE}} \right) \exp \left(1 - \frac{I_z}{K_{LS}} \right) \quad \text{Ecuación IV.75}$$

Donde :

K_{LE} = Intensidad de saturación de luz en la cual la velocidad de crecimiento de algas es máxima, Btu/ft²-h.

Los otros términos se definen igual que en la ecuación IV.73.

Todas las expresiones en función de la luz, ecuaciones IV.73, IV.74 y V.75, expresan el valor de FL para una capa ópticamente delgada. En el modelo, la fotosíntesis ocurre a través de la profundidad de una columna de agua. La intensidad de la luz varía con la profundidad de la columna de acuerdo a la ley de Beer:

$$I_z = I \exp(-\lambda \cdot z) \quad \text{Ecuación IV.76}$$

I_z = Intensidad de luz a una profundidad (z), Btu/ft² - h.

I = Intensidad de luz en la superficie, Btu/ft² - h.

λ = Coeficiente de extinción de luz, ft⁻¹

z = Profundidad variable, ft

Cuando la ecuación IV.76 se sustituye en las ecuaciones IV.73, IV.74 y IV.75 y se integra sobre la profundidad del flujo para obtener el factor de atenuación de luz a profundidad promedio. Las expresiones resultantes por las tres opciones son:

Saturación media:

$$FL = \left(\frac{1}{\lambda d} \right) \ln \left[\frac{[K_{LM} + I]}{K_{LM} + I e^{-\lambda d}} \right] \quad \text{Ecuación IV.77}$$

K_{LM} = Intensidad de la luz en la cual la velocidad de crecimiento es el 50% de la velocidad de crecimiento máxima.

Función de Smith

$$FL = \left(\frac{1}{\lambda d} \right) \ln \left[\frac{I/K_{LS} + \left(1 + (I/K_{LS})^2 \right)^{\frac{1}{2}}}{\left(I/K_{LS} \right) e^{-\lambda d} + \left(1 + \left(\left[I/K_{LS} \right] e^{-\lambda d} \right)^2 \right)^{\frac{1}{2}}} \right] \quad \text{Ecuación IV.78}$$

K_{LS} = Intensidad de la luz en la cual la velocidad de crecimiento es 71% de la velocidad de crecimiento máxima.

Ecuación de Steel

$$FL = \frac{2.718}{\lambda d} \left[e - \left(e^{-\lambda d (1/K_{LE})} \right) - e^{-1/K_{LE}} \right] \quad \text{Ecuación IV.79}$$

Donde:

K_{LE} = Intensidad de la luz en la cual la velocidad de crecimiento es igual a la velocidad de crecimiento máxima, Btu/ft²-h.

FL = Factor de atenuación de crecimiento de algas por luz, a profundidad promedio.

λ = Coeficiente de extinción de la luz, ft⁻¹

d = Profundidad de flujo, ft.

I = intensidad de la luz en la superficie, Btu/ft²-h.

En el cuadro IV.12, muestra las variables que se pueden variar en los intervalos o rangos.

Cuadro IV.12. Intervalos de las variables K_L y P_N .

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
K_L	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación por efecto de luz de la 1a. opción	Btu/ft ² -min	0.02-0.10
P_N	Factor de preferencia de algas por nitrógeno amoniacal	1	0.0-1.0

El uso de la función de Smith es preferible al método de saturación media, si los efectos de fotoinhibición no son importantes. Las formas matemáticas de las ecuaciones IV.73, IV.74 y IV.75 se comparan gráficamente en la figura IV.15. Las tres ecuaciones tienen un parámetro simple, K_L ; sin embargo, este se define de manera diferente en cada ecuación. En la misma figura los valores de K_L están seleccionados para que cada curva pase a través de un punto común, a saber, $FL = 0.5$ a $I = 5$ unidades de intensidad (esto es una razón de saturación media igual a 5 unidades de intensidad de la luz).

2. Promedio de Luz

La simulación de algas en estado estacionario requiere el cálculo de un valor promedio de FL , el factor de restricción de crecimiento por la luz, sobre el ciclo diario.

Hay cuatro opciones en el programa para calcular este promedio. Las opciones se basan en la combinación de situaciones que tiene que ver con dos factores:

- La fuente de los datos de radiación solar usados en el cálculo, esto es, si se suministraron externamente por el usuario o se calcularon internamente con base en la temperatura del balance de energía.
- La forma de obtener promedios, esto es, si se promediaron los valores FL de cada hora, o se usa un valor promedio diario de radiación solar para estimar el valor medio de FL .

Las cuatro opciones para promediar la luz diaria se dan a continuación. En cada caso se usa como ejemplo la función de saturación media.

A continuación en el menú IV.9a se muestra la selección de las opciones de promedio de luz y las opciones subsecuentes que se activan al seleccionar cualquiera de las opciones 2.1 a 2.4.

Light ave. from solar radiation	Daily-data
	Daily-temp
	Daily-data
	24 hourly-temp
	24 hourly-data

Menú IV.9a. Selección de opciones del promedio de luz de radiación solar :

Las opciones que se tienen del menú IV.9a, son las siguientes:

- 2.1. **Daily-Temp**
- 2.2. **Daily-data**
- 2.3. **24 hourly-temp**
- 2.4. **24 hourly-data**

En la menú IV.9b, al seleccionar las opciones 2.1 y 2.3 del menú IV.9a, se activan las siguientes opciones:

Factor promedio de luz, reacciones nutrientes ligeras, factor de preferencia de algas para nitrógeno amoniacal , radiación y coeficiente de inhibición de nitrificación y se desactivan los renglones de: número de horas diarias de luz, radiación diaria (Langley o BTU/ft²) . Esto es debido a que las fórmulas contienen una variable de promedio diario de intensidad de luz.

Light ave. from solar radiation	24 hourly-temp
Light averaging factor	0.92
Light nutrient reactions	Limiting nutrient
Algal preference factor for NH3	0.9
Solar radiation factor	0.44
Nitrification inhibition coeff.	.6

Menú IV.9b. Selección de opciones 2.1 y 2.3 del menú IV.9a

En el menú IV.9c, al seleccionar las opciones **2.2 y 2.4 del menú IV.9a**, se activan las siguientes opciones:

En estas opciones el único renglón que no se activa es el factor de radiación solar.

Light ave. from solar radiation	Daily-data
Light averaging factor	0.92
Number of daylight hours	14
Daily radiation [Langley]	352.82
Light nutrient reactions	Limiting nutrient
Algal preference factor for NH3	0.9
Nitrification inhibition coeff.	.6

Menú IV.9c. Selección de opciones del 2.1 y 2.4 del menú IV.9a

Opción 2.1.- FL se calcula a partir de un valor de radiación solar promedio durante la luz del día, calculado en el balance de calor, a la temperatura de estado estacionario. Ver figura III.27.

$$FL = AFACT * f * FL_1 \tag{Ecuación IV.80a}$$

$$FL_1 = \frac{1}{\lambda d} \ln \left[\frac{K_{LM} + I_{alg}}{K_{LM} + I_{alg} e^{-\lambda d}} \right] \tag{Ecuación IV.80b}$$

$$\bar{I}_{alg} = TFACT * \bar{I}_{temp} \tag{Ecuación IV.80c}$$

Donde :

FL = Factor de restricción de crecimiento de algas por la luz, ajustado para horas luminosas y método promedio.

$AFACT$ = Factor promedio para la luz, para proporcionar similitud entre los cálculos usando un valor promedio simple de la radiación solar y los cálculos usando los promedios de los valores de cada hora de FL .

F = Fracción de las horas luminosas del día.

FL_1 = Factor de restricción de crecimiento por luz, con base en la intensidad de la luz promedio durante el día iluminado.

λ = Coeficiente de extinción de la luz, ft^{-1} .

d = Profundidad media de la corriente, ft.

K_{LM} = Coeficiente de saturación media, por la luz, Btu/ft^2-h .

I_{alg} = Intensidad promedio de luz fotosintéticamente activa, Btu/ft^2-h .

$TFACT$ = Fracción de radiación solar que es activa fotosintéticamente, calculada a la temperatura del balance de calor.

I_{temp} = Intensidad de luz promedio durante el día iluminado, calculada a la temperatura del balance de calor, Btu/ft^2-h .

Opción 2.2 - FL se calcula a partir de un valor de radiación solar promedio durante la luz del día, suministrado externamente por el usuario. Los cálculos requeridos para obtener FL en la opción 2, son los mismos que para la opción 1, excepto que el valor de I_{alg} se calcula directamente del dato de la radiación solar fotosintéticamente activa proporcionado por el usuario:

$$I_{alg} = \frac{I_{tot}}{N} \quad \text{Ecuación IV.81}$$

Donde:

I_{tot} = Radiación solar fotosintéticamente activa diaria total, Btu/ft^2 .

N = Número de horas luminosas del día, h.

Tanto I_{tot} y N son proporcionadas por el usuario como datos de entrada. Las ecuaciones IV.80a, IV.80b y IV.8c se utilizan para encontrar el valor de FL . Se considera el valor de I_{tot} como la radiación fotosintéticamente activa, por lo que el factor $TFACT$ no se usa en la opción 2.

Opción 3. FL se obtiene promediando los valores de FL de cada hora durante el día iluminado que son calculados de los valores de cada hora de radiación solar, a la temperatura del balance de energía en estado estacionario:

$$FL = f * FL_2 \quad \text{Ecuación IV.82}$$

$$FL_2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{1}{\lambda d} \left[\frac{K_L + I_{alg,i}}{K_L + I_{alg,i} e^{-\lambda d}} \right] \quad \text{Ecuación IV.83}$$

$$I_{alg,i} = TFACT * I_{temp,i} \quad \text{Ecuación IV.84}$$

Donde:

- FL_2 = Promedio de N valores de FL de cada hora, con base en los valores de cada hora de la intensidad de luz ($I_{alg,i}$).
- $I_{alg,i}$ = Valores de cada hora de la intensidad de la luz fotosintéticamente activa, Btu/ft²-h.
- $I_{temp,i}$ = Valores de cada hora de la intensidad de luz calculada a la temperatura del balance de energía en estado estacionario, Btu/ft²-h.

Los demás términos se definen igual a los definidos en las ecuaciones IV.80a, IV.80b y IV.8c.

Como FL promedio, calculado en la **opción 2.3**, es un promedio de los valores variables, diurnos, de FL , el factor $AFACT$ no se utiliza en los cálculos.

Opción 2.4 FL se obtiene promediando los valores de FL de cada hora, durante la luz del día, que son calculados de los valores de la radiación solar de cada hora, calculados de un solo valor total de la radiación solar, fotosintéticamente activa y de una función coseno. Los cálculos requeridos para obtener FL son los mismos de la opción 2.3, excepto que los valores de $I_{alg,i}$ se calculan de una función coseno especificada internamente:

$$I_{alg,i} = I_{tot} / N \left(1 - \frac{\cos 2\pi i}{N+1} \right), \quad i = 1, N \quad \text{Ecuación IV.85}$$

Como en el caso de la opción 2.4, tanto I_{tot} y N son datos proporcionados por el usuario. Las ecuaciones IV.85, IV.86, y IV.87, se usan para calcular el valor de FL . Como el valor de I_{tot} especificado por el usuario se considera fotosintéticamente activo, el factor $TFACT$ no se usa en la opción 2.4.

Se utilizan tres factores empíricos en la formulación de las cuatro opciones para promediar el efecto de la luz, la función coseno diurna, $AFACT$ y $TFACT$.

$AFACT$ es el factor de ajuste para considerar el promedio no lineal inherente en el cálculo del valor promedio diario de FL . Para las simulaciones descritas, un valor razonable de $AFACT$ es 0.92, con un intervalo de 0.85 a 0.98.

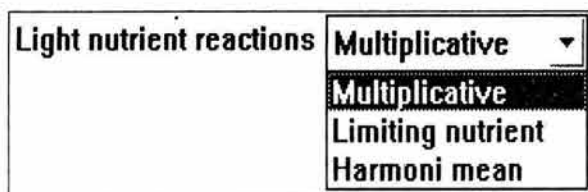
$TFACT$ es la fracción de la radiación solar total fotosintéticamente activa. Cuando se realiza la simulación de algas, es importante que el valor de la intensidad de la luz y el coeficiente de saturación de luz, K_L , estén en unidades de radiación fotosintéticamente activa, PAR. Como en el balance de energía se calcula la radiación total sobre un amplio espectro, este valor debe ser ajustado a PAR si se va a utilizar en la simulación de algas. La razón de energía en la banda visible (PAR) a la energía en el espectro completo (estándar) es aproximadamente 0.43 a 0.45. $TFACT$ es una variable de entrada del usuario; así puede usarse un valor para mantener las condiciones específicas del sitio.

En la simulación de algas a régimen no permanente, la radiación fotosintéticamente activa se calcula cada hora, usando la ecuación IV.84, a menos que la temperatura no

sea simulada, en cuyo caso, los datos de radiación solar fotosintéticamente activa deben proporcionarse con los datos climatológicos locales.

3. REACCIONES LUZ-NUTRIENTES

La velocidad específica de crecimiento de algas, μ , depende de la disponibilidad de la luz y de los nutrientes requeridos (nitrógeno y fósforo). El programa tiene la capacidad de modelar las interacciones entre estos factores limitantes de tres diferentes maneras.



Menú IV.9d. Reacciones luz-nutrientes

Las opciones que con tiene la menú IV.9d, son las siguientes:

- 3.1 **Multiplicativo**
- 3.2 **Limitación del Nutriente**
- 3.3 **Media Armónica**

3.1 Multiplicativo

Las expresiones cinéticas para representar los efectos del nitrógeno, el fósforo y la luz, se multiplican para determinar los efectos netos sobre la velocidad de crecimiento de las algas. Esta opción tiene como base biológica los efectos multiplicativos de los procesos enzimáticos involucrados en la fotosíntesis.

$$\mu = \mu_{\text{máx}} (FL)(FN)(FP) \quad \text{Ecuación IV.86}$$

Donde:

- $\mu_{\text{máx}}$ = Velocidad específica máxima de crecimiento de algas, d^{-1} .
- FL = Factor de restricción de crecimiento de algas por efecto de luz.
- FN = Factor de restricción de crecimiento de algas por efecto de nitrógeno.
- FP = Factor de restricción de crecimiento de algas por efecto de fósforo.

3.2 Limitación del Nutriente

La velocidad local de crecimiento de algas es limitada por la luz y por nitrógeno o fósforo, pero no ambos, Así, los efectos nutriente/luz son multiplicativos, pero los efectos nutriente/nutriente son alternados.

$$\mu = \mu_{\max} (FL) \text{Min}(FN, FP) \quad \text{Ecuación IV.87}$$

En esta opción, la velocidad de crecimiento de algas es controlada por el nutriente con el menor factor de restricción de crecimiento.

Como un compromiso entre las dos opciones anteriores, en el modelo se incluye una modificación de la forma intuitiva sugerida por Scavia y Park.

3.3 Media Armónica

El factor limitante de nutrientes se calcula como el promedio de los recíprocos inversos de los factores individuales de restricción de crecimiento por efecto de nitrógeno y fósforo, esto es:

$$\mu = \mu_{\max} (FL) \left[\frac{2}{1/FN + 1/FP} \right] \quad \text{Ecuación IV.88}$$

En este caso, la velocidad de crecimiento de algas se controla por una relación multiplicativa entre la luz y los nutrientes, pero las interacciones nutriente/nutriente se representan por una media armónica.

Por otro lado, la velocidad de la fotosíntesis se incrementa cuando aumenta la intensidad de la luz hasta un máximo llamado valor de saturación. A altas intensidades de luz, algunas expresiones para el cálculo de esta velocidad exhiben fotoinhibición, mientras que en otras se muestra que la actividad fotosintética se mantiene en un valor máximo.

4. Coeficiente de Inhibición de la nitrificación a baja concentración de oxígeno disuelto.

El modelo tiene la capacidad para incluir la inhibición de la velocidad de nitrificación a bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Las velocidades de nitrificación son modificadas en el modelo, calculando un factor de corrección por inhibición y aplicando este factor a los valores de los coeficientes de velocidad de nitrificación, β_1 , y β_2 . El factor de corrección de la velocidad de nitrificación se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{CORDO} = 1.0 - \exp(-\text{KNITRF} * \text{DO}) \quad \text{Ecuación IV.89}$$

Donde:

CORDO = Factor de corrección de la velocidad de nitrificación.

KNITRF = Coeficiente de inhibición de nitrificación de primer orden, mg/L^{-1} .

DO =Concentración de oxígeno disuelto, mg/L.

El factor de corrección se aplica a las velocidades de oxidación de amonio y nitratos como:

$$\text{Amonio: } (\beta_1)_{\text{inhib.}} = \text{CORDO} * (\beta_1)_{\text{entrada}} \quad \text{Ecuación IV.90}$$

$$\text{Nitrato: } (\beta_2)_{\text{inhib.}} = \text{CORDO} * (\beta_2)_{\text{entrada}} \quad \text{Ecuación IV.91}$$

FACTORES DE CORRECCIÓN DE TEMPERATURA

En la pantalla IV.9e, se muestran los valores predeterminados, el programa QUAL2E empieza a realizar los cálculos de los constituyentes como: **Demanda Bioquímica de Oxígeno, Fósforo, Oxígeno Disuelto, Algas, Nitrógeno, Coliformes y Constituyentes no conservativos.**

En ésta pantalla se tienen los coeficientes de velocidad de:

Demanda Bioquímica de Oxígeno:

- Decaimiento
- Sedimentación

Fósforo

- Fósforo Orgánico Decaído
- Fósforo Orgánico Sedimentado

Oxígeno Disuelto

- Reaereación
- Consumo de Oxígeno Disuelto Saturado

Algas

- Crecimiento
- Respiración
- Sedimentación

Nitrógeno

- Nitrógeno Orgánico Decaído
- Nitrógeno Orgánico Sedimentado

Decaimiento de Coliformes

Constituyentes no conservativos

- Decaimiento
- Sedimentación
- Fuente de constituyentes no conservativos

Temperature Correction Factors			
BOD	<input type="text"/>	Phosphorus	<input type="text"/>
	<input type="text"/>		<input type="text"/>
			<input type="text"/>
DO	<input type="text"/>	Algae	<input type="text"/>
	<input type="text"/>		<input type="text"/>
			<input type="text"/>
Nitrogen	<input type="text"/>	Non-conservative	<input type="text"/>
	<input type="text"/>		<input type="text"/>
	<input type="text"/>		<input type="text"/>
	<input type="text"/>		<input type="text"/>

Pantalla IV.9e. FACTORES DE CORRECCIÓN DE TEMPERATURA

Cuadro IV.13. Valores Predeterminados de Corrección de Temperatura

Coefficiente de velocidad	Símbolo	Valor Predeterminado
Consumo de DBO	K_1	1.047
Sedimentación de DBO	K_3	1.024
Reaeración	K_2	1.024
Consumo de SOD	K_4	1.060
Consumo de nitrógeno orgánico	β_3	1.047
Sedimentación de nitrógeno orgánico	σ_4	1.024
Consumo de amonio	β_1	1.083
Generación de amonio	σ_3	1.074
Consumo de nitritos	β_2	1.047
Consumo de fósforo orgánico	β_4	1.047
Sedimentación de fósforo orgánico	σ_5	1.024
Generación de fósforo disuelto	σ_2	1.074
Crecimiento de algas	μ	1.047
Respiración de algas	ρ	1.047
Sedimentación de algas	σ_1	1.024
Decaimiento de coliformes	K_5	1.047
ANC	K_6	1.000
ANC	σ_6	1.024
ANC	σ_7	1.000

DATOS HIDRÁULICOS

Características Hidráulicas. El programa considera que el régimen hidráulico de la corriente es estado estacionario; esto es, $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$, por lo tanto, el balance hidrológico para un elemento computacional puede escribirse simplemente como en la figura III.24.

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right)_i = (Q_x)_i \quad \text{Ecuación IV.92}$$

Donde $(Q_x)_i$ es la suma de los afluentes externos y aprovechamientos para dicho elemento.

Coefficientes de descarga.- Una vez que la ecuación IV.92 se ha resuelto para Q , las otras características hidráulicas de los segmentos de la corriente pueden determinarse con ecuaciones de la forma:

$$\bar{u} = a Q^b \quad \text{Ecuación IV.93a}$$

$$A_x = \frac{Q}{\bar{u}} \quad \text{Ecuación IV.93b}$$

$$d = \alpha Q^\beta \quad \text{Ecuación IV.93c}$$

Donde a , b , α y β son constantes empíricas, y d es la profundidad de la corriente. Estas constantes pueden determinarse generalmente de las curvas de relación etapa - descarga.

Alternativamente, si las propiedades de la sección transversal del segmento de la corriente están disponibles como una función de la profundidad, d , \bar{u} puede obtenerse alternativamente como una función de la descarga, por la solución por ensayo y error de la ecuación de Manning:

$$Q = \frac{1.486}{n} A_x R_x^{2/3} S_e^{1/2} \quad \text{Ecuación IV.94}$$

Donde:

A_x = Área de sección transversal del canal, ft^2 .

R_x = Radio hidráulico efectivo medio, ft .

n = Coeficiente de rugosidad de Manning (generalmente de 0.010 a 0.10).

S_e = Pendiente de la línea del gradiente de energía (adimensional).

Q = Gasto, ft^3/s .

El valor para \bar{u} se determina de la ecuación IV.93c.

Dispersión longitudinal.- La dispersión es básicamente un mecanismo de transporte convectivo. El término dispersión se usa generalmente para el transporte asociado con la variación espacial de la velocidad promedio, el término difusión se reserva para el transporte asociado principalmente con las fluctuaciones en la velocidad promedio en el tiempo.

Taylor, obtuvo una ecuación predictiva para el coeficiente de dispersión longitudinal, D_L , en tubos rectos largos:

$$D_L = 10 r_0 u^*, \quad \text{ft}^2/\text{s} \quad \text{Ecuación IV.95}$$

donde r_0 es el radio del tubo y u^* es la velocidad cortante promedio definida como:

$$u^* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}}, \text{ ft/s} \quad \text{Ecuación IV.95a}$$

Donde:

τ_0 = Esfuerzo cortante en la frontera, lb/ft², y

ρ = Densidad del fluido, lb-s²/ft⁴

Algunos investigadores han intentado aplicar la ecuación de Taylor para flujo de corrientes. Tales aplicaciones son sólo aproximaciones debido a la diferencia entre la distribución de velocidades en el flujo en la corriente y en la tubería.

Elder, consideró que sólo el gradiente de velocidad vertical es importante en el flujo en la corriente y desarrolló una expresión análoga a la de Taylor:

$$D_L = Kdu^* \quad \text{Ecuación IV.95b}$$

Donde d es la profundidad media de la corriente, ft². Elder usó un valor de 5.93 para K en esta ecuación.

Otros investigadores han obtenido expresiones similares para D_L , y han encontrado que es extremadamente sensible a los perfiles de velocidad lateral. La ecuación de Elder, sin embargo, funciona adecuadamente en situaciones unidimensionales, donde el canal no es demasiado amplio. Para canales muy amplios, Fisher, demostró que la razón de la mitad del ancho entre la profundidad, es la escala dominante y que, por lo tanto, es importante para la definición del coeficiente de dispersión longitudinal. Las ecuaciones IV.95 y IV.95b pueden escribirse en términos de la ecuación de Manning y otras variables características para el flujo en canales.

Como ejemplo, para flujo en un canal abierto en estado estacionario.

$$u^* = C\sqrt{RS_e} \quad \text{Ecuación IV.95c}$$

Donde:

C = Coeficiente de Chezy.

R = Radio hidráulico.

S_e = Pendiente del gradiente de energía.

El coeficiente de Chezy está dado por:

$$C = \frac{R^{1/6}}{n} \quad \text{Ecuación IV.95d}$$

donde n es el coeficiente de rugosidad de Manning tabulado para diferentes tipos de canales, cuadro IV.14:

Cuadro IV.14. Valores del coeficiente de rugosidad de Manning

Tipo de río o canal	n
Bien definidos y rectos	0.025 - 0.030
Sinuosos con remansos y bancos arenosos	0.033 - 0.040
Muy débil, sinuoso y grande	0.075 - 0.150
Aluviales, bien definidos y rectos	$0.031 d^{1/6}$ d = diám.-75 tamaño en pies; d = diámetro para el cual, el 75% de las partículas son menores a él.

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

$$S_e = \left(\frac{\bar{v}n}{1.486R^{2/3}} \right)^2 \quad \text{Ecuación IV.96}$$

Donde \bar{v} es la velocidad media. Substituyendo las ecuaciones IV.95c, IV.95d y IV.96 en la ecuación IV.95b, y haciendo $R = d$, para un canal amplio se obtiene la expresión:

$$D_L = 3.82 K n \bar{v} d^{5/6} \quad \text{Ecuación IV.96a}$$

Donde:

D_L = Coeficiente de dispersión longitudinal, ft^2/s .

K = Constante de dispersión (adimensional).

n = Coeficiente de rugosidad de Manning (adimensional).

\bar{v} = Velocidad media, ft/s .

d = Profundidad media, ft .

Fisher proporciona valores típicos para los coeficientes de dispersión, D_L , y los valores para la constante de dispersión, K .

DATOS HIDRÁULICOS

En la pantalla IV.10 se presentan las características hidráulicas de los canal trapezoidal en cada tramo, como son: pendiente de plantilla, ancho y taludes.

Hydraulic DataDISPER CONST (1):

REACH NO.	DISPER CONST	MANNING	SIDE SLOPE 1 (m/m)	MANNING	SIDE SLOPE 1 (m/m)	SIDE SLOPE 2 (m/m)	WIDTH (m)	SLOPE (m/m)
1	60	0.02	.4452	0.02	.4452	.4452	.3	.003
2	60	0.02	.4663	0.02	.4663	.6	.69	.003
3	60	0.02	.4663	0.02	.4663	.6	.69	.003
4	60	0.02	.1944	0.02	.1944	.2126	1.93	.003
5	60	0.02	.6	0.02	.6	.7	2.14	.003
6	60	0.02	.5095	0.02	.5095	.4877	.88	.002
7	60	0.02	.5095	0.02	.5095	.4877	.88	.002
8	60	0.02	.3443	0.02	.3443	.3057	1.29	.002
9	60	0.02	.3443	0.02	.3443	.3057	1.29	.002
10	60	0.02	.9325	0.02	.9325	.9657	.48	.002
11	60	0.02	.9325	0.02	.9325	.9657	.48	.002

Pantalla IV.10. DATOS HIDRÁULICOS

Los siguientes canales trapezoidales se hicieron de la siguiente manera:

Primero se dibujo la batimetría del cauce (línea punteada), después se hizo un canal trapezoidal. Teniendo un área aproximada del área del cauce se calculan las características del canal trapezoidal. En el cuadro IV.15 se muestra el porcentaje de diferencia entre el área del cauce y el área del trapecio:

Cuadro IV.15. Porcentaje de error

Estación No.	A_{cauce} [m ²]	$A_{trapecio}$ [m ²]	%E [%]
RQ14	1.184	1.185	0.051
RH17	0.230	0.230	0.087

$$\%E = \frac{|A_{cauce} - A_{trapecio}|}{A_{cauce}}$$

Cuadro. IV.16. Coordenadas batimétricas del cauce en la estación RH17

RH17	
Distancia	Profundidad
X	H
[m]	[m]
0	0
0.1	0.2
0.2	0.2
0.3	0.29
0.4	0.26
0.5	0.25
0.6	0.21
0.7	0.2
0.8	0.22
0.95	0.21
1.1	0

Cuadro IV.17. Características del cauce en la estación RH17

Estación	Slope1	Slope2	Width	Slope	θ_1	θ_2
No.	[1]	[1]	[m]	[1]	[°C]	[°C]
RH17	0.93251509	0.96568877	0.48	0.002	43	44

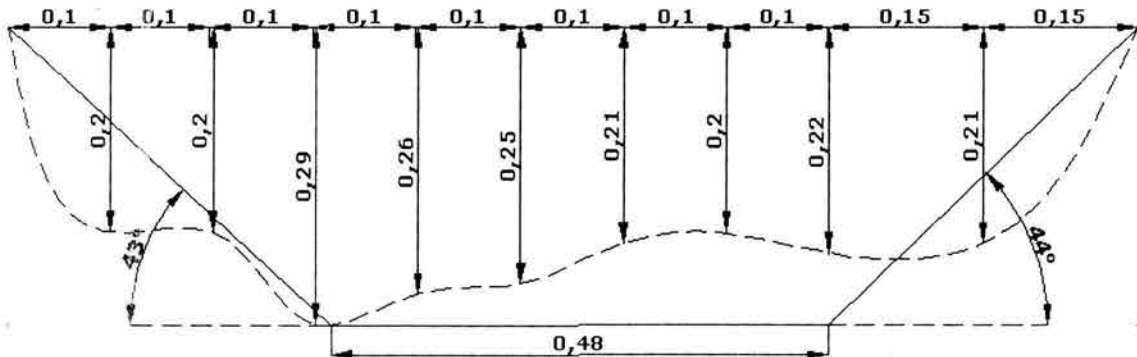


Figura IV.17. Canal trapezoidal en la estación de monitoreo RH17

Cuadro IV.18. Coordenadas batimétricas del cauce en la estación RQ14

RQ14	
Dsitancia	Profundidad
X	H
[m]	[m]
0	0
0.32	0.22
0.64	0.23
0.96	0.34
1.28	0.38
1.6	0.48
1.92	0.55
2.24	0.58
2.56	0.48
2.88	0.37
3	0

Cuadro IV.19. Características del cauce en la estación RQ14

Estación	Slope1	Slope2	Width	Slope	θ_1	θ_2
No.	[1]	[1]	[m]	[1]	[°C]	[°C]
RQ14	0.50952545	0.48773259	0.87	0.002	27	26

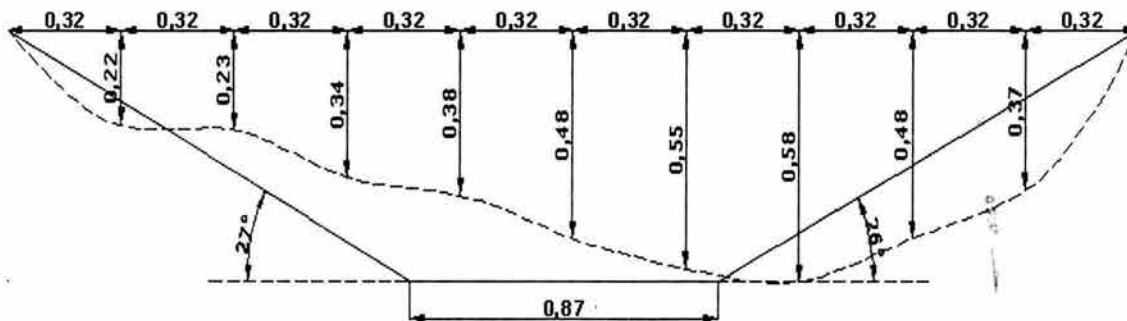


Figura IV.18. Canal trapezoidal en la estación de monitoreo RQ14

Demanda Bioquímica de Oxígeno

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \quad \text{Ecuación IV.97}$$

$$DBO_5 = DBO_U (1.0 - \exp(-5 * K_{DBO})) \quad \text{Ecuación IV.97a}$$

Cuadro IV.20. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
K_1	Constante de velocidad de desoxigenación carbonosa	d^{-1}	0.02-3.4
K_2	Constante de velocidad de reaeración	d^{-1}	0.0-100
K_3	Constante de velocidad de sedimentación de DBO	d^{-1}	-0.36 a 0.36
K_4	Consumo de oxígeno del sedimento	$mg-O/ft^2-d$	variable

Estimación del coeficiente de reaeración atmosférica.- El coeficiente de reaeración (K_2) se expresa frecuentemente como una función de la profundidad de la corriente y la velocidad. El modelo proporciona ocho opciones para estimar o leer valores de K_2 .

Caso 1. Se permite al usuario leer los valores de K_2 (coeficiente simple) que han sido seleccionados previamente por el modelador. Esta opción es útil para modelar situaciones poco comunes.

Caso 2. Usando mediciones en campo de la reaeración de la corriente, Churchill, Elmore, y Buckingham desarrollaron la siguiente expresión para K_2 a 20 °C.

$$K_2^{20} = 5.026 \bar{u}^{0.969} d^{-1.673} \times 2.31 \quad \text{Ecuación IV.98}$$

Donde:

\bar{u} = Velocidad promedio en la corriente, ft/s.

d = Profundidad promedio de la corriente, ft.

K_2 = Coeficiente de reaeración, d^{-1} .

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

$$K_2^{20} = \frac{(D_m u)^{0.5}}{d^{1.5}} \quad \text{Ecuación IV.98a}$$

Para corrientes con altas velocidades y condiciones no isoentrópicas la relación es:

$$K_2^{20} = \frac{480D_m^{0.5} S_0^{0.25}}{d^{1.25}} \times 2.31 \quad \text{Ecuación IV.98b}$$

Donde:

S_0 = Pendiente del lecho de la corriente, ft/ft.

d = Profundidad media de la corriente, ft.

\bar{v} = Velocidad media de la corriente, ft/d.

K_2 = Coeficiente de reaeración, d^{-1} .

y D_m es el coeficiente de difusión molecular (ft^2/d), dado por:

$$D_m = 1.91 \times 10^3 (1.037)^{T-20} \quad \text{Ecuación IV.98c}$$

La ecuación IV.98a, es aplicable para muchos casos y es la ecuación usada en este modelo para el **caso 3**. La ecuación IV.98b puede usarse para calcular K_2 fuera del modelo y alimentarla como dato directamente bajo el primer caso.

Caso 4. Owens y Churchil (1964) estimaron la reaeración para corrientes poco profundas con movimiento rápido y desarrollaron una ecuación para corrientes que exhiben profundidades de 0.4 a 11.0 pies y velocidades de 0.1 a 5.0 ft/s:

$$K_2^{20} = 9.4\bar{v}^{0.67}/d^{1.85} \times 2.31 \quad \text{Ecuación IV.99}$$

Donde:

\bar{v} = Velocidad media, ft/s.

d = Profundidad media, ft.

Caso 5. Thackston y Krenkel (1966) propusieron la siguiente ecuación basada en investigaciones de varios ríos en América del Norte.

$$K_2^{20} = 10.8 \left(1 + F^{0.5}\right) \frac{u^*}{d} \times 2.31 \quad \text{Ecuación IV.100}$$

donde F es el número de Froude, dado por:

$$F = \frac{u^*}{\sqrt{gd}} \quad \text{Ecuación IV.100a}$$

y u^* es la velocidad cortante, ft/s:

$$u^* = \sqrt{d S_e g} = \frac{u n \sqrt{g}}{1.49 d^{1.167}} \quad \text{Ecuación IV.100b}$$

Donde:

- d = Profundidad media, ft.
- g = Aceleración de la gravedad, ft/s².
- S_e = Pendiente del gradiente de energía.
- u = Velocidad media, ft/s.
- n = Coeficiente de Manning.

Caso 6. Langbien y Durum (1967) desarrollaron una fórmula para K₂ a 20°C:

$$K_2^{20} = 3.3 \bar{u}/d^{1.33} \times 2.31 \quad \text{Ecuación IV.101}$$

Donde:

- \bar{u} = Velocidad media, ft/s.
- d = Profundidad media, ft.

Caso 7. En este caso se calcula el coeficiente de reaeración a partir de una función potencial de flujo. La relación empírica es similar a las correlaciones de velocidad y profundidad con el flujo, usadas en la sección de hidráulica del modelo, esto es:

$$K_2 = aQ^b \quad \text{Ecuación IV.102}$$

Donde:

- a = Coeficiente de flujo para K₂.
- Q = Flujo, ft³/s.
- b = Exponente del flujo para K₂.

Caso 8. El método de Tsvolglou y Wallace considera que el coeficiente de reaeración para un tramo es proporcional al cambio en la elevación de la superficie de agua en el tramo e inversamente proporcional al tiempo de flujo a través del tramo, la ecuación es:

$$K_2^{20} = c \frac{\Delta h}{t_f} \quad \text{Ecuación IV.103}$$

Donde:

- c = Coeficiente de escape, ft⁻¹.
- Δh = Cambio en la elevación de la superficie del agua en el tramo, ft.
- t_f = Tiempo de flujo dentro del tramo, d.

Considerando flujo uniforme, el cambio de la elevación de la superficie del agua es

$$\Delta h = S_e \Delta x \quad \text{Ecuación IV.103.a}$$

Donde:

S_e = Pendiente del gradiente de energía, ft/ft.
 Δx = Longitud del tramo, ft.

y el tiempo de paso a través de un tramo es

$$t_r = \frac{\Delta x}{\bar{u}} \quad \text{Ecuación IV.103.b}$$

Donde:

\bar{u} = Velocidad media en el tramo, ft/s.

Sustituyendo en la ecuación IV.103, se tiene

$$K_2^{20} = (3600 \times 24) c S_e \bar{u} \quad \text{Ecuación IV.104}$$

La ecuación IV.104, es la forma de la opción ocho. La pendiente puede ser directamente introducida para calcular K_2 con esta opción, o puede calcularse de la ecuación de Manning como sigue:

$$S_e = \frac{\bar{u}^{-2} n^2}{(1.49)^2 d^{4/3}} \quad \text{Ecuación IV.104a}$$

Donde:

d = Profundidad media, ft.
 n = Coeficiente de Manning.

El coeficiente de escape es generalmente tratado como una variable y determinado empíricamente. TenEch (1978) recomendó la siguiente guía para determinar los valores de c :

$$c = 0.054 \text{ ft}^{-1} \text{ (a } 20^\circ\text{C) para } 15 \leq Q \leq 300 \text{ ft}^3/\text{s} \quad \text{Ecuación IV.104b}$$

$$c = 0.110 \text{ ft}^{-1} \text{ (a } 20^\circ\text{C) para } 1 \leq Q \leq 15 \text{ ft}^3/\text{s} \quad \text{Ecuación IV.104c}$$

Reaeración por embalses.- El modelo tiene la capacidad para incluir entradas de oxígeno al sistema a través de la reaeración del agua en presas o embalses. Para calcular la entrada de oxígeno por este concepto se usa la ecuación desarrollada por Gameson, Buttoms y Evans:

$$D_a - D_b = \left[1 - \frac{1}{1 + 0.116abH(1 - 0.034H)(1 + 0.46T)} \right] D_a \quad \text{Ecuación IV.105}$$

Donde:

D_a = Déficit de oxígeno antes del embalse, mg/L.
 D_b = Déficit de oxígeno después del embalse, mg/L.
 T = Temperatura, °C.
 H = Altura de la caída del agua, ft.

a	Factor empírico de la calidad del agua
1.80	para agua limpia
1.60	para agua ligeramente contaminada
1.0	para agua moderadamente contaminada
0.65	para agua muy contaminada
b	Coefficiente empírico de aeración en embalses
0.70 a 0.90	para vertedor ancho, plano y encrestado.
1.05	para vertedor encrestado con cara de pendiente recta
0.80	para vertedor encrestado con cara vertical
0.05	para compuertas con descarga sumergida

El modelo incluye la facilidad para derivar una parte, o bien todo el flujo de la presa (por ejemplo a través de generadores de electricidad). La fracción del flujo total que se deriva se suministra como una variable de entrada.

CONSTANTES DE VELOCIDAD DE REACCIÓN PARA LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO Y OXÍGENO DISUELTO.

En la pantalla IV.11, se utilizan los coeficientes que aparecen en el Cuadro IV.20.

Como se puede observar en pantalla IV.11, se tienen las siguientes constantes: constante de velocidad de desoxigenación carbonosa (K_1), constante de velocidad de sedimentación de Demanda Bioquímica de Oxígeno (K_3), consumo de oxígeno del sedimento (K_4), constante de velocidad de reaeración (K_2) y el tipo de reaeración que se utiliza es el caso 1, para un coeficiente simple. Esta pantalla se utiliza para la calibración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno y Oxígeno Disuelto.

CONSTANTES DE VELOCIDAD DE REACCIÓN PARA LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO Y OXÍGENO DISUELTO.

En la pantalla IV.11, se utilizan los coeficientes que aparecen en el cuadro IV.21. Éstos coeficientes se pueden variar de acuerdo al intervalo que se indica en el cuadro IV.21 para calibrar el decaimiento y sedimentación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno y también se puede hacer uso del tipo de reaeración. En la calibración del río San Juan se utilizo para la reaeración el coeficiente simple para los tramos I, III, IV, IV, VII y VIII.

BOD and DO Reaction Rate Constants

BOD DECAY (1/day) [1]:

REACH NO.	BOD DECAY (1/day)	BOD SETTLING (1/day)	SOD RATE (g/m2-day)	TYPE REAERATION	REAERATION COEFF.
1	10	3	5	Single coeff.	40
2	10	10	10	Churchill	
3	5			Single coeff.	20
4	1			Single coeff.	20
5	7	0		Single coeff.	20
6	4	6	3	Churchill	
7	3	5		Single coeff.	60
8	6	6		Single coeff.	60
9	3			Churchill	
10	3			Churchill	
11	3			Churchill	

Pantalla IV.11 Constantes de Velocidad de Reacción para la Demanda Bioquímica de Oxígeno y de Oxígeno Disuelto

Cuadro IV.21. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
β_3	Constante de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal	d^{-1}	0.02-0.4
σ_4	Velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico	d^{-1}	0.001-0.1
β_1	Constante de velocidad para la oxidación de NH_3 a NO_2	d^{-1}	0.10-1.00
σ_3	Velocidad de aportación de nitrógeno amoniacal del bentos	$mg-N/ft^2-d$	variable
β_2	Constante de velocidad para la oxidación de NO_2 a NO_3	d^{-1}	0.20-2.0
β_4	Constante de velocidad para decaimiento P-orgánico a P-disuelto	d^{-1}	0.01-0.7
σ_5	Velocidad de sedimentación de fósforo orgánico	d^{-1}	0.001-0.1
σ_2	Velocidad de aportación de fósforo disuelto del bentos	$mg-P/ft^2-d$	variable
K_5	Velocidad de decaimiento de coliformes	d^{-1}	0.05-4.0

NITRÓGENO, FÓSFORO Y COEFICIENTES DE ALGAS

En la pantalla IV.12, se utilizan los coeficientes que aparecen en el cuadro IV.21. Éstos coeficientes se pueden variar de acuerdo al intervalo que se indica en la tabla para calibrar el ciclo del fósforo, ciclo nitrógeno, coliformes fecales y el compuesto no conservativo.

N, P, and Algae Coefficients													
O-N HYDROLYSIS (1/day) [1]: 10													
REACH NO.	O-N HYDROLYSIS (1/day)	O-N SETTLING (1/day)	NH3 OXIDATION (1/day)	NH3 BENTHOS (mg/m2-day)	NO2 OXIDATION (1/day)	O-P DECAY (1/day)	O-P SETTLING (1/day)	DIS-P BENTHOS (mg/m2-day)	COLIFORM (1/day)	NON-CONS DECAY (1/day)	NON-CONS SETTLING (1/day)	NON-CONS BENTHOS (mg/m2-day)	
1	10	5	.05		2	.05	1	50	2	10	10	10	
2	2	5	1		10	.05	50	200	2	10	10	10	
3	2	5	.5		2	.4	.05		2	10	10	10	
4	.2	.05	.5		2	.4	.05		2	3	3	3	
5	2	1	2	4	10	.05	3		2	1	1	1	
6	1	1	2		10	5	4		2	5	5	5	
7	1	1	2	10	10	5	3		2	5	5	5	
8	1	6	2	10	10	5	5	10	2	5	5	5	
9	.05	6	.05	10	10	4	4	10	2	3	3	3	
10	.05	6	.05	10	10	3	1	10	2	3	3	3	
11	.05	6	.05	10	10	1	2	50	2	3	3	3	

Pantalla IV.12. Nitrógeno, Fósforo y Coeficientes de Algas

CONDICIONALES INICIALES EN LA CORRIENTE

En la pantalla IV.13, se introducen los datos de las concentraciones de los parámetros a modelar, o bien se puede alimentar ésta pantalla con los promedios ponderados que aparecen en el cuadro IV.24. Esto se hace porque el programa QUAL2E empieza a iterar con estas condicionales par la calibración de los parámetros.

Initial Conditions of the Stream													
TEMP (C) [1]: 12.8													
REACH NO.	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	SDT (MG/L)	SED (ML/L)	SST (MG/L)	DQO (MG/L)	COLIFORM (No./100ml)	ORG-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	ORG-P (mg/l)
1	12.8	.56	200	431.4	.28	51.33	12.57	200758751	11.0535	4.6245	.01	.0907	.078963
2	19.6	8.7	1.531	712.581	.113	28.063	18.069	3562	1.050	.299	.01	.044	.22
3	20	7.43	3.8	712.581	.113	28.063	18.069	9	0.85	.25	.01	.43	.22
4	20	7.43	3.8	233	.2	19	12.9	9	0.85	.25	.01	.43	.22
5	20.9	3.32	141.4	794.14	1.05	187.29	69.44	4.34E6	7.0964	6.8498	.01	.5497	2.5201
6	22.88	.021	122.3	1568.097	.618	80.154	61.483	2.4E11	8.021	26.619	.044	.102	1.158
7	23	.04	102.8	1568.097	.618	80.154	61.483	2.4E11	6.67	28.21	.04	.08	.22
8	24.42	0.347	21.3	963.152	.114	32	45.118	6.43E8	4.076		.03	.114	.22
9	18	.02	23.3	963.152	.114	32	45.118	7.5E8	4.35		.01	.08	.22
10	22.61	2.839	21.1	1212.865	.1	29.450	79.558	626857	1.337		.01	1.493	.22
11	34	2.3	4.9	429.5	.1	6	23.85	4.3E2	.66		.01	1.61	.22

Pantalla IV.13. Condicionales Iniciales en la Corriente

INCREMENTO EN EL FLUJO

En la pantalla IV.14, se introducen datos de los promedios ponderados que aparecen en la cuadro IV.24, y en la columna de flujo (FLOW) se introducen los incrementos de flujo que parecen en los cuadro IV.22 y IV.23.

Incremental Inflow															
FLOW (m3/s) (I):		-02													
REACH NO.	FLOW (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	COLIFORM (No./100ml)	ORG-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	ORG-P (mg/l)	DIS-P (mg/l)	SDT (MG/L)	SED (ML/L)	SST (MG/L)	DOO (MG/L)
1	-.02	12.8	.56	100	200758751	11.0535	4.6245	.01	.0907	.78963	1.20819	0	0	0	5
2	.0018	19.6	8.7	1.531	3562	1.050	.299	.001	.044	.22	.22	0	0	0	5
3	.568	20	7.43	3.8	9	0.05	.25	.01	.43	.22	.22	0	0	0	5
4	.028	20	7.43	3.8	9	0.05	.25	.01	.43	.22	.22	100	0	0	5
5	-.25	20.9	3.32	141.4	4.34E6	7.0964	6.8498	.01	.5497	2.5201	8.3047	500	0	0	5
6	.043829	22.88	.021	50	2.4E11	30	5	.01	.102	1.158	4	1000	0	0	5
7	-.400	23	.04	102.8	2.4E11	6.67	28.21	.01	.08	.22	9.82	100	0	0	200
8	.15581	24.42	0.347	5	6.43E8	4.076		.001	.114	.22	.22	100	0	0	200
9	0	18	.02	23.3	7.5E8	4.35	.001	.001	.001	.22	.22	0	0	0	200
10	0	22.61	4	21.1	626857	1.337	.001	.001	.001	.22	.22	0	0	0	200
11	.044	34	8	4.9	4.3E2	.66	.001	.001	.001			0	0	0	20

Pantalla V.14. Incremento en el Flujo

CALIBRACIÓN DEL GASTO

La Calibración del Gasto es la primera calibración que se realiza, para esto se necesitó hacer el Balance Hidráulico. Éste Balance consta de lo siguiente: en los tramos del río San Juan se localizo las estaciones de monitoreo ubicadas en el río y descargas al río. En cada elemento diferencial se indico: el gasto que circula, las descargas y la salida de gasto. El cuadro IV.22 muestra los siguientes cálculos:

El tramo I del río San Juan consta de 10 elementos diferenciales, cada elemento diferencial tiene una longitud de un kilómetro, esto implica que el tramo I tiene una longitud total de 10 km.

Para calcular el Balance Hidráulico se hizo de la siguiente manera :

El gasto de salida es igual gasto entrada más un incremento o decremento del gasto, esto se presenta en la siguiente ecuación 1:

$$Q_S = Q_E \pm \Delta Q \dots\dots(1)$$

Q_S = gasto de salida del elemento

Q_E = gasto de entrada del elemento

ΔQ = incremento del gasto

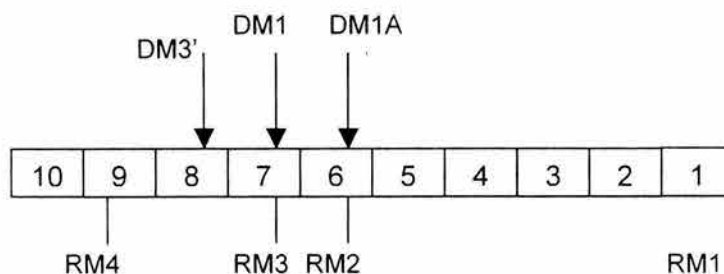


Figura IV.18. Croquis del Tramo I (Aculco) del Río San Juan.

De la figura IV.18, en el primer elemento entra un gasto de 2.5 l/s y sale del elemento con el mismo gasto, en el segundo elemento diferencial entra 2.5 l/s y sale del elemento con esa misma cantidad de gasto y así consecutivamente hasta llegar a una descarga DM1 en el elemento diferencial No.6, en DM1 entra un gasto de 2.5 l/s más una descarga al elemento de 0.14 l/s, el gasto de salida del elemento No.6 es de 2.64 l/s y así se hicieron estos cálculos en los siguientes elementos diferenciales, esto se muestra en el cuadro IV.22.

Cuadro IV.22. Incremento de Flujo del Tramo I.

	Estación	Elemento Diferencial	Q_E	Q_D	Q_S	$Q_E - Q_S$
			Gasto de entrada	Descarga al río	Gasto de salida	Incremento
			No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]
TRAMO I	RM1	1	2.5		2.5	0
	PRESA TASHINGUI	2	2.5		2.5	0
	RM2	6	2.5		2.5	0
	DM1	6	2.5	0.14	2.64	0.14
	RM3	7	2.64		4.1	1.46
	DM1A	7	4.1	14.1	18.2	14.1
	DM3'	8	18.2	12.7	30.9	12.7
	RM4	9	30.9		30.9	0
	PRESA COFRADIA	10	30.9		30.9	0
	RM5	11	30.9		0.2	-29.24

En el cuadro IV.22, el elemento diferencial No.11, tiene una entrada de 30.9 l/s y la estación de monitoreo RM5 reportó una salida de gasto de 0.2 l/s, lo que implica que se tiene una pérdida de 29.24 l/s en el tramo I. El cálculo se hizo de la siguiente manera:

$$\Delta Q = Q_S - (Q_E + Q_D) \quad \text{Ecuación IV.106}$$

$$\Delta Q = 0.2 - (2.5 + 0.14 + 14.1 + 12.7) = -29.24 \text{ l/s}$$

El valor $\Delta Q = -29.24$ l/s que corresponde al tramo I.

La comprobación se hizo de la siguiente manera:

PC: Presa Cofradía

RM1: estación de monitoreo en el primer elemento diferencial.

$$Q_E = Q_E + \sum_{RM1}^{PC} (Q_E - Q_S) \quad \text{Ecuación IV.106a}$$

$$Q_E = 2.5 + (0.14 + 1.46 + 14.1 + 12.7) = 30.9 \text{ l/s}$$

Tomando el ejemplo anterior se hizo una hoja electrónica en Excel y se obtuvieron los incrementos o decrementos de gasto en cada tramo del cuadro IV.22.

Cuadro IV.22. Continuación de Incremento de Flujo de los Tramos II al V

TRAMO II	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E .Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RM5	11	0.2		0.2	0
	RM5A	15	0.2		0.2	0
	AM1	16	0.2	1	1.2	1
	RM6	19	1.2		3	1.8

TRAMO III	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E .Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RM6	19	3		600	597

TRAMO IV	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E .Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RQ7	28	600		600	0
	AQ2	39	600		600	0
	RQ8	50	600		628	28

TRAMO V	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E .Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RQ8	50	628		628	0
	EQ1	51	628	-122	506	-122
	DQ4	52	506	87	593	87
	EQ2	52	593	-522	71	-522
	RQ10	52	71		9	-62
	DQ5	57	9	109.66	118.66	109.66
	DQ6'	58	118.66	6.9	125.56	6.9
	DQ7'	59	125.56	0.5	126.06	0.5
	DQ8	60	126.06	0.425	126.485	0.425
	DQ9	61	126.485	12	138.485	12
	DQ10'	62	138.485	432	570.485	432
	RQ11	62	570.485		415	-155.485
	AQ4	63	415	1	416	1
	DQ12'	64	416	6.1	6.1	-409.9
	DQ13	65	6.1	0.85	6.95	0.85
	DQ14	67	6.95	5.99	12.94	5.99
	RQ12	69	12.94		300	287.06
			300	646.425		-346.425

Cuadro IV.22. Continuación de Incremento de Flujo de los Tramos VI al XI

TRAMO VI	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E -Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RQ12	69	300		300	0
	DQ15	69	300	69	369	69
	RQ13	69	369		433	64
	DQ16	75	433	4	437	4
	RQ14	77	437		418	-19
			418	373	-19	45

TRAMO VII	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E -Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RQ14	77	418	0	418	0
	RQ15	83	418		51	-367

TRAMO VIII	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E -Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RQ15	83	51	0	51	0
	DQ18	84	51	3	54	3
	DQ19	85	54	39.11	93.11	39.11
	DQ20	86	93.11	50	143.11	50
	DQ21	87	143.11	6	149.11	6
	RQ16	88	149.11	0	305	155.89

TRAMO IX	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E -Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RQ16	88	0	0	305	305
	RQ16	88	305	0	305	0

TRAMO X	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E -Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	EQ3	93	305	-121	184	-121
	RQ16A	93	184	0	184	0
	RH17	110	184	0	184	0
	DH22	110	184	29	184	0
	RH18	110	184	0	201	17
				213	201	-12

TRAMO XI	Estación	Elemento Diferencial	Q _E	Q _D	Q _S	Q _E -Q _S
		No.	[l/s]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
	RH19	116	201	0	245	44

En la gráfica IV.2 se muestra la calibración del gasto.

Cuadro IV.23. Comparación del Balance Hidráulico antes (segunda columna) y después de la calibración(tercera columna)

Tramo No.	Balance Hidráulico Obtenido	Balance Hidráulico Calibrado
	ΔQ m ³ /s	ΔQ m ³ /s
I	-0.02924	-.02
II	0.0018	.0018
III	0.597	.568
IV	0.045	.028
V	-0.346425	-.25
VI	0.045	.043829
VII	-0.367	-.400
VIII	0.15589	0.15581
IX	0	0
X	-0.012	0
XI	0.044	0.044

En el cuadro IV.23 anterior se puede observar los datos del balance hidráulico obtenido con los gastos del monitoreo comparados con los datos manipulados en el modelo QUAL2E para su calibración. Se puede observar que las variaciones de ΔQ en cada tramo son mínimas. En el caso de valores negativos significa que se tiene una pérdida en el gasto y eso se debe a los aprovechamientos como es en el caso del tramo V: en los elementos diferenciales 51 y 52 se tienen las estaciones de monitoreo EQ1(Derivación Constitución 1917) y EQ2 (Derivación de Lomo de Toro) y en el tramo X, se tiene EQ3(Derivación Paso de Tablas).

Para alimentar la pantalla IV.14, se tuvo que calcular los promedios ponderados para cada parámetro, lo cual se hace de la siguiente manera:

Para determinar la concentración en el tramo I, en la siguiente fórmula se multiplica la concentración de cualquier parámetro por su gasto aforado en la estación de monitoreo que le corresponda, al final el resultado de los productos se suman y se dividen entre el gasto total de las estaciones de monitoreo del tramo I.

La concentración final resultante (promedio ponderado) de cualquier parámetro es la que se introduce en la pantalla Incremento en el Flujo. En los tramos siguientes se hizo lo mismo que en el tramo I, claro que para cada tramo se tienen diferentes estaciones de monitoreo. En el caso de encontrarse con un aprovechamiento, ese aprovechamiento cuenta como una estación de monitoreo en el río, para el caso del Río del San Juan, se tiene un efluente llamado Derivación Paso de Tablas que se encuentra en el tramo X.



Figura IV.19. Tramo I (Aculco).

$$C_f = \frac{Q_{RM1} C_{RM1} + Q_{RM2} C_{RM2} + Q_{RM3} C_{RM3} + Q_{RM4} C_{RM4}}{Q_{RM1} + Q_{RM2} + Q_{RM3} + Q_{RM4} = Q_{Total}}$$

Ecuación IV.107

El ejemplo que se hace es para el tramo I del Río San Juan, éste tramo cuenta con las siguientes estaciones de monitoreo en el río : RM1, RM2, RM3 y RM4. Estas estaciones de monitoreo nos proporcionan datos de las concentraciones de los parámetros como se muestra en el siguiente cuadro IV.24:

Cuadro IV.24. Promedios ponderados de los parámetros en el TRAMO I.

Clave Sección	Clave Estación	Gasto Instantáneo	Coliformes Fecales	DBO5	DQO
Nombre	Nombre	[m ³ /s]	[NMP/100]	[mg/L]	[mg/L]
RM1	Aguas arriba de Santa María Nativitas	0.0025	9.00E+00	4.25	27
RM2	Aguas arriba de LIBERTEX	0.0025	2.80E+09	82.92	871
RM3	Aguas abajo de LIBERTEX	0.0041	2.40E+08	152.08	692
RM4	Aguas arriba de la presa Cofradía	0.0309	.50E+06	102.22	114
Promedio		Q_{total}=0.04	200758751	100	215.252

$$C_{DBO_5} = \frac{0.0025 \times 4.25 + 0.0025 \times 82.92 + 0.0041 \times 152.08 + 0.0309 \times 102.22}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309 = 0.04} \cong 100 \text{ mg/L}$$

Cuadro IV.24. Promedios ponderados de los parámetros en el TRAMO I.

Clave Sección	Clave Estación	Fósforo Total	Grasas y Aceites	Nitrógeno amoniacal	Nitrógeno de Nitratos	Nitrógeno de Nitritos	Nitrógeno Orgánico
Nombre	Nombre	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
RM1	Aguas arriba de Santa María Nativitas	0.22	-----	0.25	0.02	0.01	0.97
RM2	Aguas arriba de LIBERTEX	11.42	-----	27.6	0.08	0.01	26.5
RM3	Aguas abajo de LIBERTEX	8.25	-----	0.25	0.07	0.01	26.5
RM4	Aguas arriba de la presa Cofradía	2.77	2.5	3.7	0.1	0.01	8.57
Promedio		3.713	2.5	4.6245	0.0907	0.01	11.0535

$$C_{P_{\text{total}}} = \frac{0.0025 \times 0.22 + 0.0025 \times 11.42 + 0.0041 \times 8.25 + 0.0309 \times 2.77}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309} = 0.04 \cong 3.713 \text{ mg/L}$$

$$C_{\text{NH}_3} = \frac{0.0025 \times 0.25 + 0.0025 \times 27.6 + 0.0041 \times 0.25 + 0.0309 \times 3.7}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309} = 0.04 \cong 4.6245 \text{ mg/L}$$

$$C_{\text{NO}_3} = \frac{0.0025 \times 0.02 + 0.0025 \times 0.08 + 0.0041 \times 0.07 + 0.0309 \times 0.1}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309} = 0.04 = 0.0907 \text{ mg/L}$$

$$C_{\text{NO}} = \frac{0.0025 \times 0.97 + 0.0025 \times 26.5 + 0.0041 \times 26.5 + 0.0309 \times 8.57}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309} = 0.04 = 11.0535 \text{ mg/L}$$

Cuadro IV.24 Continuación de Promedios ponderados de los parámetros en el TRAMO I.

Clave Sección	Clave Estación	Nitrógeno Total	Oxígeno Disuelto	SDT	SSED	SST
Nombre	Nombre	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[ml/L]	[mg/L]
RM1	Aguas arriba de Santa María Nativitas	0.97	4.2	194	0.5	22
RM2	Aguas arriba de LIBERTEX	42.99	0.85	837.3	0.2	152
RM3	Aguas abajo de LIBERTEX	26.5	0.1	761.3	0.8	48
RM4	Aguas arriba de la presa Cofradía	8.57	0.3	374	0.2	46
Promedio		12.0841	0.56	431.4045	0.28025	51.33

$$C_{Ntotal} = \frac{0.0025 \times 0.97 + 0.0025 \times 42.99 + 0.0041 \times 26.5 + 0.0309 \times 8.57}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309} = 0.04 \approx 12.08 \text{ mg/L}$$

Cuadro IV.24 Continuación de Promedios ponderados de los parámetros en el TRAMO I.

Clave Sección	Clave Estación	Sulfatos	TEMP AMB	TEMP AGUA	Fósforo Orgánico	Fósforo Disuelto
Nombre	Nombre	[mg/L]	[°C]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]
RM1	Aguas arriba de Santa María Nativitas	13.58	26	12	0.22	2.98
RM2	Aguas arriba de LIBERTEX	13.17	22	13	0.22	2.98
RM3	Aguas abajo de LIBERTEX	11.15	22	12	0.22	4.23
RM4	Aguas arriba de la presa Cofradía	12.63	23	13	0.22	0.52
Promedio		12.571425	23.023	12.8	0.22	1.208

$$C_{FOS_DIS} = \frac{0.0025 \times 2.98 + 0.0025 \times 2.98 + 0.0041 \times 4.23 + 0.0309 \times 0.52}{0.0025 + 0.0025 + 0.0041 + 0.0309} = 0.04 \approx 1.208 \text{ mg/L}$$

DATOS DE INICIO DE LA CORRIENTE

En la pantalla IV.15, se introducen los valores de las concentraciones de los parámetros de la estación RM1.

Headwater Source Data																
	FLOW (m ³ /s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	SDT (MG/L)	SED (ML/L)	SST (MG/L)	DOO (MG/L)	COLIFORM (No./100ml)	ORG-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	ORG-P (mg/l)	DISP (mg/l)	
1-ACULCO	.015	12	4.2	4.3	194	.5	22	27.1	9	.97	.25	.01	.02	2.94	3.98	

Pantalla IV.15. Datos de Inicio de la Corriente**PUNTOS DE DESCARGA Y APROVECHAMIENTOS**

En la pantalla IV.16 se capturan todas las concentraciones de los parámetros que aparecen en la tabla IV.25.

Cuadro IV.25. PUNTOS DE DESCARGA Y APROVECHAMIENTOS

Tramo	Elemento	Elemento	Estación	Flujo	Temperatura	DO	DQO
No.	No.	Tipo	Nombre	[m ³ /s]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]
1	6	Point source	LIBRTEX	0.0001	16.000	2.370	118.600
1	7	Point source	MANANTIAL	0.0025	19.000	6.460	7.600
1	8	Point source	ACULCO I Y II	0.017	19.30	0.000	4708.000
2	6	Point source	ARROYO NADO	0.001	20.000	8.800	19.600
4	12	Point source	ARROYO ZARCO	0.000	19.000	5.500	24.300
5	4	Withdrawal	DERIV1917+LTORO	-0.544	19.000	5.500	24.300
5	5	Point source	KIMBERLY CLARK	0.087	16.000	3.200	193.600
5	10	Point source	KALTEX	0.1097	40.000	1.520	584.000
5	11	Point source	V.ORO+ESP.SANTO	0.007	23.200	0.030	819.500
5	12	Point source	EL CARRIZO	0.001	21.000	0.280	400.000
5	13	Point source	TALOQUIMIA	0.000403	25.000	0.030	3097.600
5	14	Point source	PONDEROSA	0.012	19.000	1.940	154.100
5	15	Point source	MARG OTE + PT	0.432	25.100	0.470	1026.300
5	16	Point source	ARROYO EL BARRE	0.001	15.000	0.050	425.000
5	17	Point source	AHUACAT I Y II	0.0061	22.000	0.130	600.200
5	18	Point source	AHUACATLAN III	0.00090	22.000	0.130	600.200
5	20	Point source	VISTHA	0.006	27.000	0.050	944.000
6	2	Point source	DREN LA CULEBRA	0.069	24.000	0.070	188.000
6	8	Point source	SAN NICOLAS	0.005	23.100	0.280	121.900
8	2	Point source	TEQUISQUIAPAN I	0.003	26.400	0.170	121.900
8	3	Point source	TEQUIS II	0.039	24.000	0.170	121.900
8	4	Point source	TEQUIS III	0.050	21.900	0.170	121.900
8	5	Point source	CLUB DE GOLF	0.0094	20.000	0.130	121.900
10	1	Withdrawal	DERIV PASO DE T	-0.121	18.000	0.020	185.900
10	18	Point source	GEISER Y BALNEA	0.029	44.000	1.100	27.100

Cuadro IV.25. Continuación de Puntos de Descarga y Aprovechamientos

Estación	DQO	DBO	GRA_ACEI	SULF	SDT	SED	SST
Nombre	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[ml/L]	[mg/L]
LIBRTEX	118.600	87.900	-----	13.720	381.000	0.900	85.000
MANANTIAL	7.600	13.700	-----	7.630	199.000	-----	15.000
ACULCO I Y II	4708.000	1000.000	-----	52.280	5019.810	7.370	922.170
ARROYO NADO	19.600	1.500	-----	-----	747.000	0.100	23.000
ARROYO ZARCO	24.300	2.200	-----	-----	252.600	0.100	54.000
DERIV1917+LTORO	24.300	2.200	-----	19.390	252.600	0.100	54.000
KIMBERLY CLARK	193.600	34.400	10.000	148.990	1250.000	0.200	194.000
KALTEX	584.000	6.000	35.400	230.540	3271.000	1.500	127.000
V.ORO+ESP.SANTO	819.500	414.600	129.000	-----	0.000	2.000	288.910
EL CARRIZO	400.000	160.000	16.500	-----	0.000	0.100	50.000
TALOQUIMIA	3097.600	1000.000	32.500	174.320	2696.000	1.000	380.000
PONDEROSA	154.100	56.200	20.200	81.750	7410.000	0.100	26.000
MARG OTE + PT	1026.300	439.700	432.000	67.690	950.980	4.000	415.720
ARROYO EL BARRE	425.000	101.100	28.400	28.440	753.000	2.000	120.000
AHUACAT I Y II	600.200	375.400	40.000	31.950	989.000	4.500	495.000
AHUACATLAN III	600.200	375.400	40.000	31.950	989.000	4.500	495.000
VISTHA	944.000	66.000	146.200	31.950	730.000	3.000	350.000
DREN LA CULEBRA	188.000	30.400	12.500	-----	1416.000	0.100	16.000
SAN NICOLAS	121.900	485.800	121.780	-----	840.020	1.860	322.680
TEQUISQUIAPAN I	121.900	375.900	144.940	9.250	730.000	0.500	150.000
TEQUIS II	121.900	361.700	132.220	9.250	820.000	1.300	360.000
TEQUIS III	121.900	350.600	136.840	9.250	900.000	1.600	520.000
CLUB DE GOLF	121.900	1000.000	-----	9.250	697.000	0.200	30.000
DERIV PASO DE T	185.900	23.300	5.500	46.280	960.000	0.100	32.000
GEISER Y BALNEA	27.100	36.500	-----	115.940	1004.600	0.300	34.000

Cuadro IV.25. Continuación de Puntos de Descarga y Aprovechamientos

Estación	Coliformes	N_ORG	N_NH ₃	N_NO ₂	N_NO ₃	P_ORG	P_DIS
Nombre	[NMP/100]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
LIBRTEX	110000000000.000	13.900	32.000	0.180	0.200	1.060	4.120
MANANTIAL	930.000	0.250	0.250	0.010	0.770	0.220	0.220
ACULCO I Y II	867000000.000	11.972	5.100	0.039	0.502	4.154	8.396
ARROYO NADO	2400.000	1.050	0.250	0.010	0.020	0.220	0.220
ARROYO ZARCO	90.000	1.250	0.250	0.010	0.440	0.220	0.220
DERIV1917+L TORO	90.000	1.250	0.250	0.010	0.440	0.220	0.220
KIMBERLY CLARK	46000.000	7.260	3.180	0.010	0.020	0.220	0.220
KALTEX	1500.000	10.240	0.250	2.640	4.560	6.780	1.330
V.ORO+ESP.SANTO	8050000000.000	21.800	60.620	0.040	0.330	3.020	10.820
EL CARRIZO	540000000.000	20.000	45.470	0.010	0.190	0.820	13.750
TALOQUIMIA	4000.000	3.440	5.300	-----	2.050	47.000	1.500
PONDEROSA	93.000	2.010	4.020	0.010	0.160	0.220	0.220
MARG OTE + PT	410000000.000	7.000	30.000	0.067	0.309	1.644	8.378
ARROYO EL BARRE	240000000.000	9.090	26.960	0.010	0.020	1.490	4.860
AHUACAT I Y II	240000000.000	20.000	45.470	0.010	0.190	0.820	13.750
AHUACATLAN III	240000000.000	20.000	45.470	0.010	0.190	0.820	13.750
VISTHA	3500000000.000	20.000	23.600	0.010	0.170	2.610	8.170
DREN LA CULEBRA	240000000.000	25.000	12.150	0.120	0.150	0.220	8.530
SAN NICOLAS	240000.000	26.400	62.200	0.010	0.240	5.350	16.270
TEQUISQUIAPAN I	240000.000	15.000	10.000	0.010	0.130	2.990	10.600
TEQUIS II	240000.000	15.000	10.000	0.010	0.130	2.990	10.600
TEQUIS III	240000.000	15.000	10.000	0.010	0.130	2.990	10.600
CLUB DE GOLF	430000.000	5.480	5.000	0.010	0.020	0.220	4.270
DERIV PASO DE T	750000000.000	4.350	2.000	0.010	0.080	0.220	6.300
GEISER Y BALNEA	460000.000	0.250	1.550	0.010	0.080	0.220	0.220

Point Loads and Withdrawals

NAME (1): LIBRTEX

REACH NO.	WQ	NAME	TREAT PQ	FLOW (m3/h)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	SOT (MGL)	SED (ML/L)	SST (MGL)	DOO (MGL)	ORP-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	ORP-P (mg/l)	DIS-P (mg/l)
1		LIBRTEX		.001	16	2.37	87.9	381	.9	85	118.6	13.0	.32	.18	.2	1.86	4.12
1		MANANTIAL		.0025	19	6.46	13.7	199		15	7.6	.25	.25	.81	.77	.22	.22
1		ACULCO I Y II		.016728	19.3	8	1080	5819.81	7.37	922.17	4788	11.9723	5.1	.0391	.5815	4.154	8.396
2		ARROYO NADO		.001	20	8.8	1.5	747	.1	23	18.6	1.85	.25	.81	.82	.22	.22
4		ARROYO ZARCO		8	19	5.5	2.2	252.6	.1	54	24.3	1.25	.25	.81	.44	.22	.22
5		DERIV 1917+LTORO		.544	19	5.5	2.2	252.6	.1	54	24.3	1.25	.25	.81	.44	.22	.22
5		KIMBERLY CLARK		.097	16	3.2	34.4	1250	.2	194	193.6	7.26	3.18	.81	.82	.22	.22
5		KALTEX		.1097	40	1.52	6	3271	1.5	127	584	18.24	.25	2.64	4.56	6.78	1.33
5		V.ORDOZESP.SANTO		.0069	23.2	.83	414.6	0	2	288.91	819.5	21.8	60.62	.84	.33	3.82	10.82
5		EL CARRIZO		.0005	21	.28	160	0	.1	58	400	20	45.47	.81	.19	.82	13.75
5		TALQUUMIA		.008403	25	.83	1080	2696	1	380	3097.6	3.44	5.3		2.85	47	1.5
5		PONDEROSA		.012	19	1.94	58.2	7410	.1	26	154.1	2.81	4.82	.81	.16	.22	.22
5		MARIGOTE + PT		.432	25.1	.47	439.7	950.98	4	415.72	1026.3	7	18	.8669	.0891	1.6435	8.3778
5		ARROYO EL BARRIO		.001	15	.85	101.1	753	2	120	425	5.80	26.36	.81	.82	1.49	4.86
5		AHUACATLAN I II		.0061	22	.13	375.4	989	4.5	495	608.2	20	45.47	.81	.19	.82	13.75
5		AHUACATLAN III		.0009	22	.13	375.4	989	4.5	495	608.2	20	45.47	.81	.19	.82	13.75
5		VISTA		.006	27	.85	46	730	3	350	544	20	23.6	.81	.17	2.61	6.17
6		DREN LA CULEBRA		.069	24	.87	38.4	1416	.1	16	188	25	12.15	.12	.15	.22	6.53
6		SAN NICOLAS		.0052	23.1	.28	485.8	840.82	1.86	322.48	121.9	26.4	62.2	.81	.24	5.35	16.27
8		TEQUISQUIAPAN I		.003	26.4	.17	375.0	730	.5	150	121.0	15	18	.81	.13	2.99	10.6
8		TEQUIS II		.0391	24	.17	361.7	820	1.3	368	121.0	15	18	.81	.13	2.99	10.6
8		TEQUIS III		.050	21.3	.17	358.6	980	1.6	528	121.0	15	18	.81	.13	2.99	10.6
8		CLUB DE GOLF		.00942	20	.13	1080	597	.2	30	121.0	5.48	5	.81	.82	.22	4.27
10		DERIV PASO DE T		.121	18	.82	23.3	960	.1	32	185.0	4.35	2	.81	.88	.22	6.3
10		GEISER Y BALNEA		.029	44	1.1	36.5	1864.6	.3	34	27.1	.25	1.55	.81	.88	.22	.22

Pantalla IV.16. Puntos de Descarga y Aprovechamientos

VALORES GLOBALES DE DATOS CLIMATOLÓGICOS

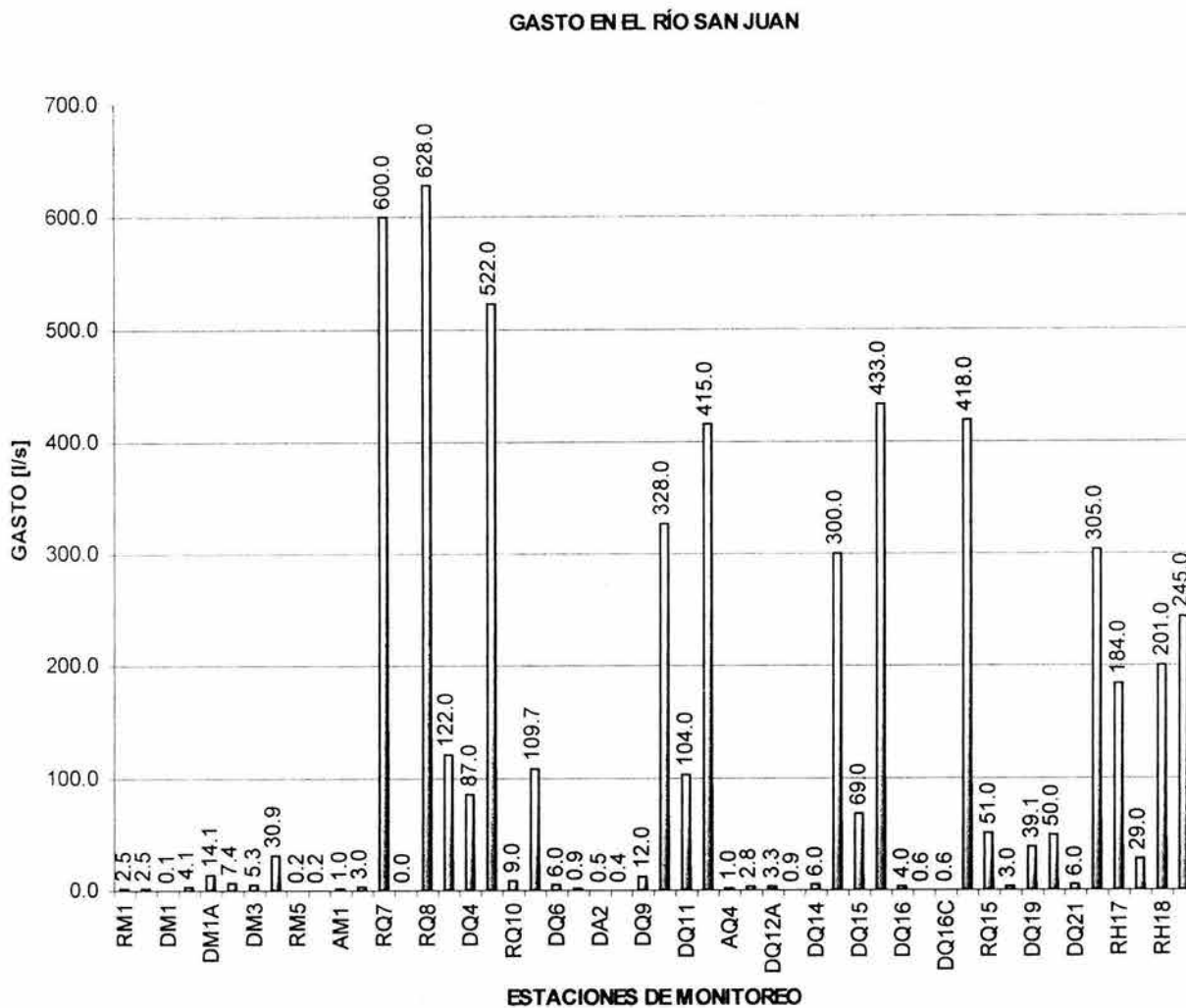
En la pantalla IV.17, se introducen datos del día que se empezó la simulación como son: mes, día, año, hora, radiación solar, nubosidad, temperatura de bulbo seco, temperatura de bulbo húmedo, presión barométrica y velocidad del viento.

Global Values of Climatology Data

MON (mm) (1): 4

	MON (mm)	DAY (dd)	YEAR (yy)	HOUR (hh)	SOLAR RADIATION (Langley/hr)	CLOUD	DRY TEMP (C)	WET TEMP (C)	BAROMETRIC PRESSURE (mbar)	WIND SPEED (m/s)
1	4	30	03				15.5556	15.5556	1002	3

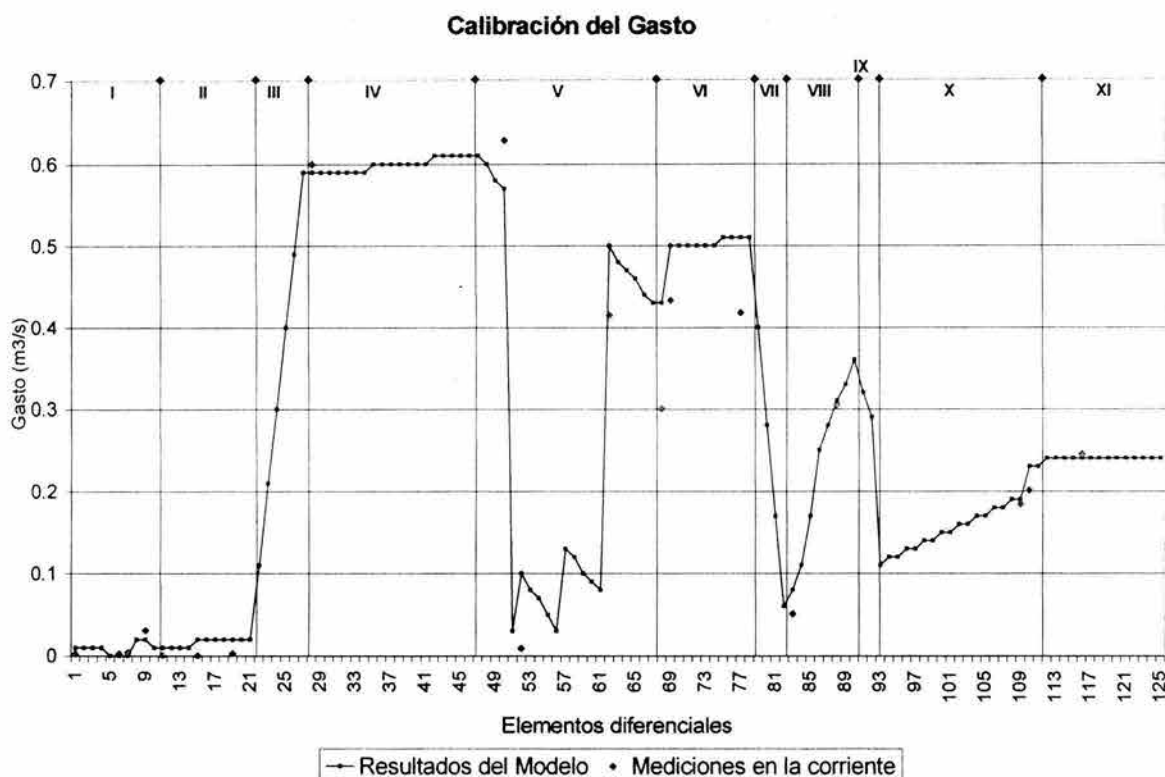
Pantalla IV.17. Valores Globales de Datos Climatológicos



Gráfica IV.1. Gasto en el Río y en las Descargas al Río San Juan

CALIBRACIÓN DEL GASTO

En la gráfica IV.2 se muestra la calibración del gasto hidráulico, la gráfica de puntos representan las mediciones en la corriente y la gráfica continua representa los datos arrojados por el modelo. De la pantalla IV.14 se realizó la calibración por medio del Balance Hidráulico, si se observan ambas graficas el ajuste de la gráfica de resultado del modelo a la gráfica de mediciones en la corriente no es muy preciso aunque la variación en los incrementos fue pequeña. La primera calibración que se tiene que hacer es la del gasto en el río San Juan.



Gráfica IV.2. CALIBRACIÓN DEL GASTO

CONCENTRACIÓN DE DBO₅ EN DESCARGAS AL RÍO SAN JUAN

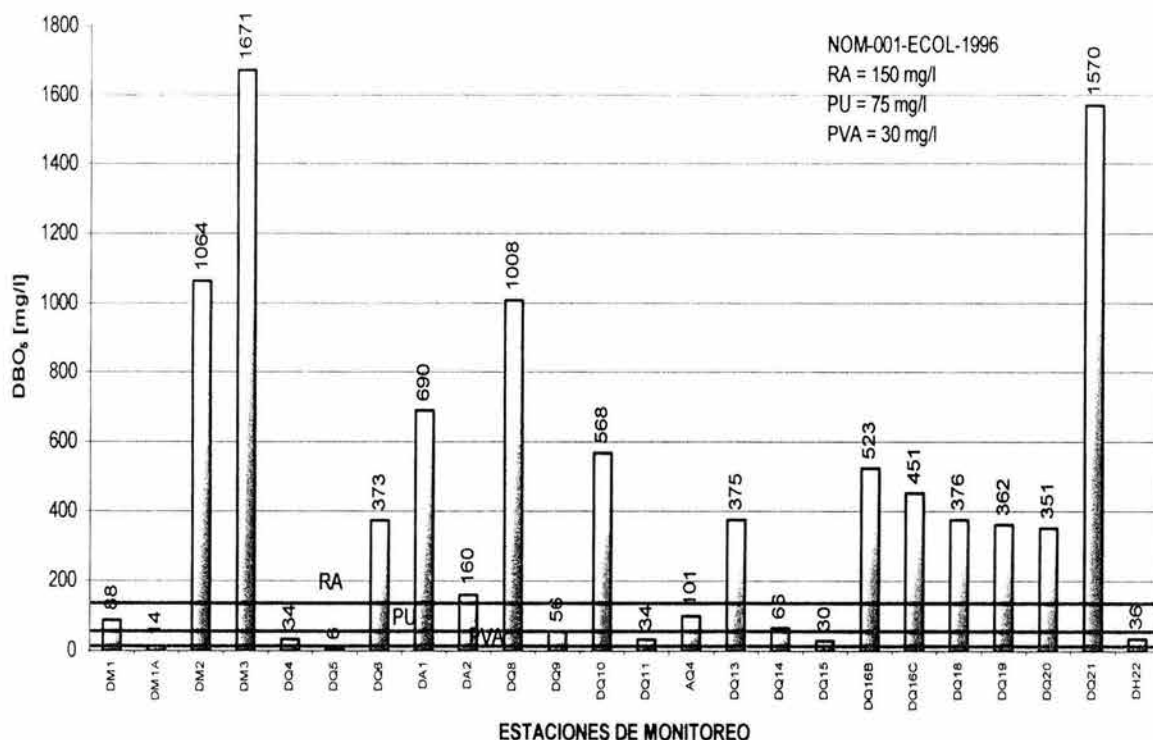
Como se observa en la gráfica IV.3, la mayoría de las descargas no cumple con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes para Riego Agrícola (RA) = 150 mg/L, para Uso Público Urbano (PU)= 75 mg/L y Protección de Vida Acuática (PVA) = 30 mg/L.

Debido a que la mayoría de las concentraciones en las descargas al río rebasa los Límites Máximos Permisibles implica que se requiera de cierta cantidad de oxígeno para reducir la

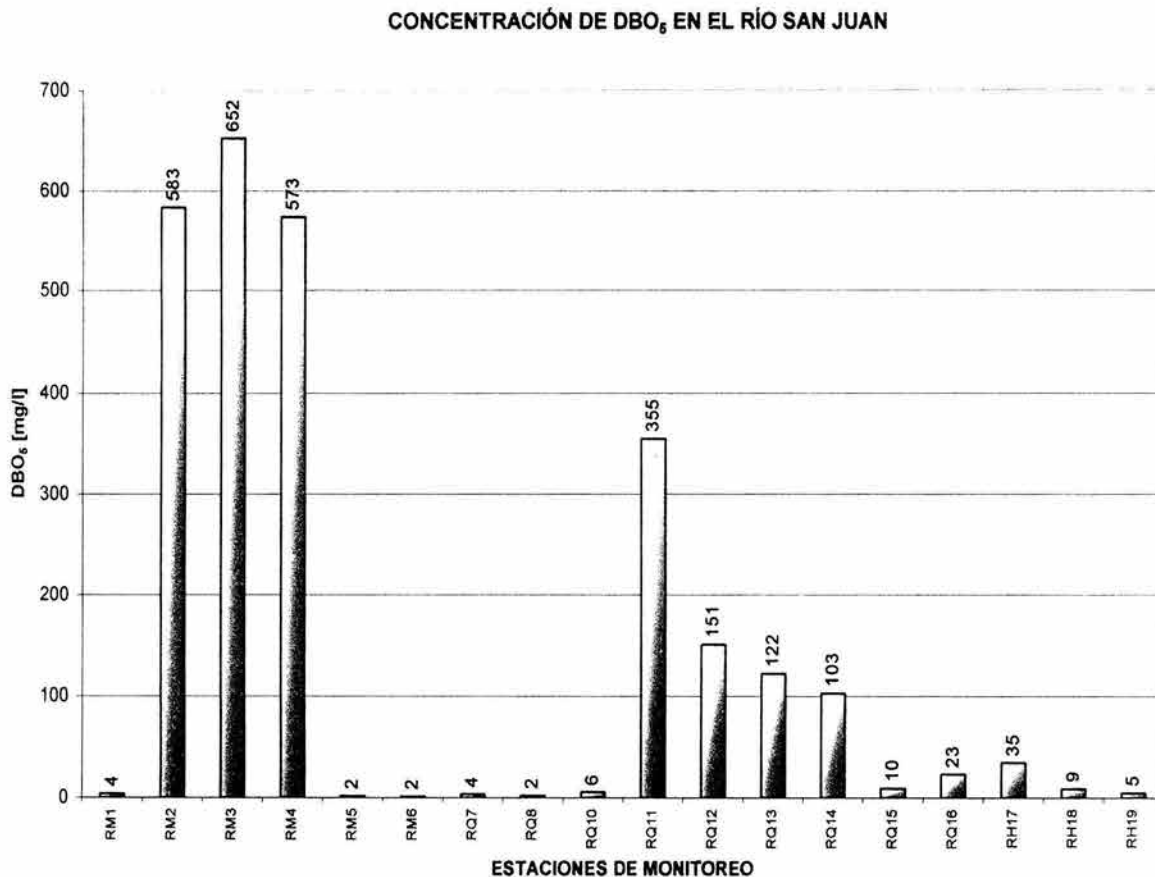
materia orgánica. Índices altos de Demanda Bioquímica de Oxígeno traen como consecuencia la eutroficación del medio ambiente acuático y la formación de condiciones anóxicas en el medio ambiente, causando que las bacterias aeróbicas utilicen compuestos orgánicos solubles (de azúcares sencillos a ácidos húmicos y fúlvicos) en su mayoría como nutrientes (procesos de oxidación aeróbica), consumiendo el oxígeno presente en el agua durante este proceso.

La palabra "eutroficación" ha sido empleada para denotar la adición superficial indeseada de nutrientes de plantas, principalmente nitrógeno y fósforo a cuerpos de agua. La eutroficación es más comúnmente conocida como el estado de un cuerpo de agua, manifestado por una intensa proliferación de algas y grandes plantas acuáticas y su acumulación en el agua en cantidades excesivas, llevando a la muerte de peces y problemas de olor y apariencia. Estas acumulaciones pueden resultar en detrimento de la calidad del agua y en los organismos vivos de ésta, los cuales pueden interferir significativamente en el consumo del líquido.

CONCENTRACIÓN DE DBO₅ EN DESCARGAS



Gráfica IV.3. Concentración de DBO₅ en Descargas al Río San Juan



Gráfica IV.4. Concentración de DBO₅ en el Río San Juan

Calibración de Demanda Bioquímica de Oxígeno

De la pantalla IV.11 se realizó el cuadro IV.26 que muestra las constantes de velocidad y de reacción para Demanda Bioquímica (DBO) de Oxígeno y Oxígeno Disuelto (OD). Cada constante de Decaimiento para Demanda Química de Oxígeno, Sedimentación de Demanda Química de Oxígeno y Velocidad de la Demanda de Oxígeno de los Sedimentos se varió dependiendo de la calibración en cada tramo. También se tomó en consideración el tipo de reaeración (fórmula) que se debía de tener en algunos tramos, y por lo tanto el coeficiente de reaeración para esos tramos. Tomando en cuenta lo anterior la calibración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno se muestra en la gráfica IV.5.

De la ecuación III.144:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L$$

Donde:

L = Concentración de DBO última, mg/L.

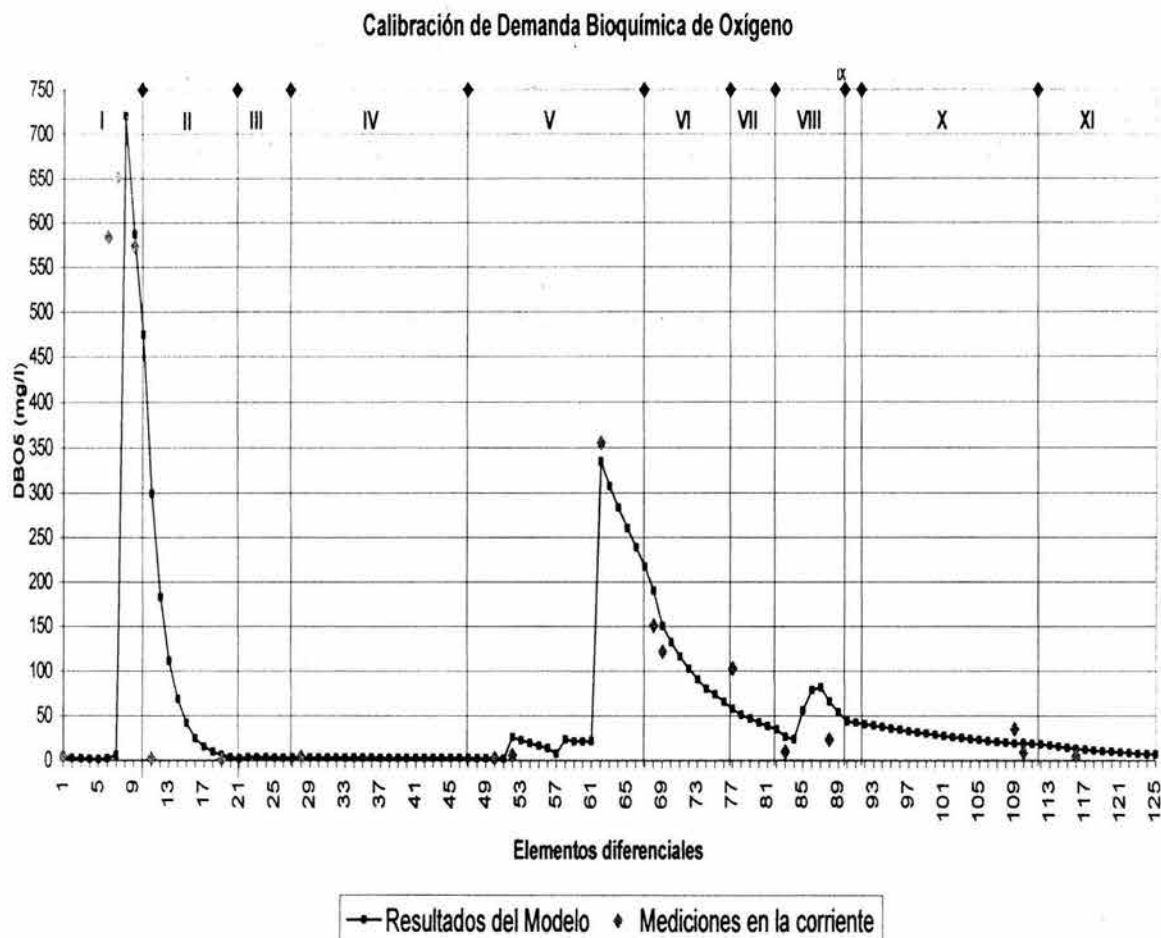
K_1 = Coeficiente de velocidad de desoxigenación, en función de la temperatura, d^{-1} .

K_3 = Velocidad de pérdida de DBO debido a sedimentación, en función de la temperatura, d^{-1} .

En los tramos I al XI se consideró decaimiento DBO y en los tramos I, II, VI al VIII se consideró decaimiento y pérdida debido a sedimentación de DBO. De esta manera es como se logra la calibración de DBO que se presenta en la gráfica IV.5.

Cuadro IV.26. Constantes de velocidad de Reacción para DBO y DO.

Tramo	Decaimiento de Demanda Bioquímica Oxígeno K_1	Sedimentación de Demanda Bioquímica Oxígeno K_3	Velocidad de la Demanda de Oxígeno de los Sedimentos K_4	Tipo de Reaeración	Coeficiente de Reaeración K_2
No.	[1/d]	[1/d]	g/[m ² d]	Fórmula	[1/d]
1	10	3	5	Coeficiente Simple	40
2	10	10	10	-----	-----
3	5	-----	-----	Coeficiente Simple	20
4	1	-----	-----	Coeficiente Simple	20
5	7	-----	-----	Coeficiente Simple	20
6	4	6	3	-----	-----
7	3	5	-----	Coeficiente Simple	60
8	6	6	-----	Coeficiente Simple	60
9	3	-----	-----	-----	-----
10	3	-----	-----	-----	-----
11	3	-----	-----	-----	-----



Gráfica IV. 5. Calibración de Demanda Bioquímica de Oxígeno

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

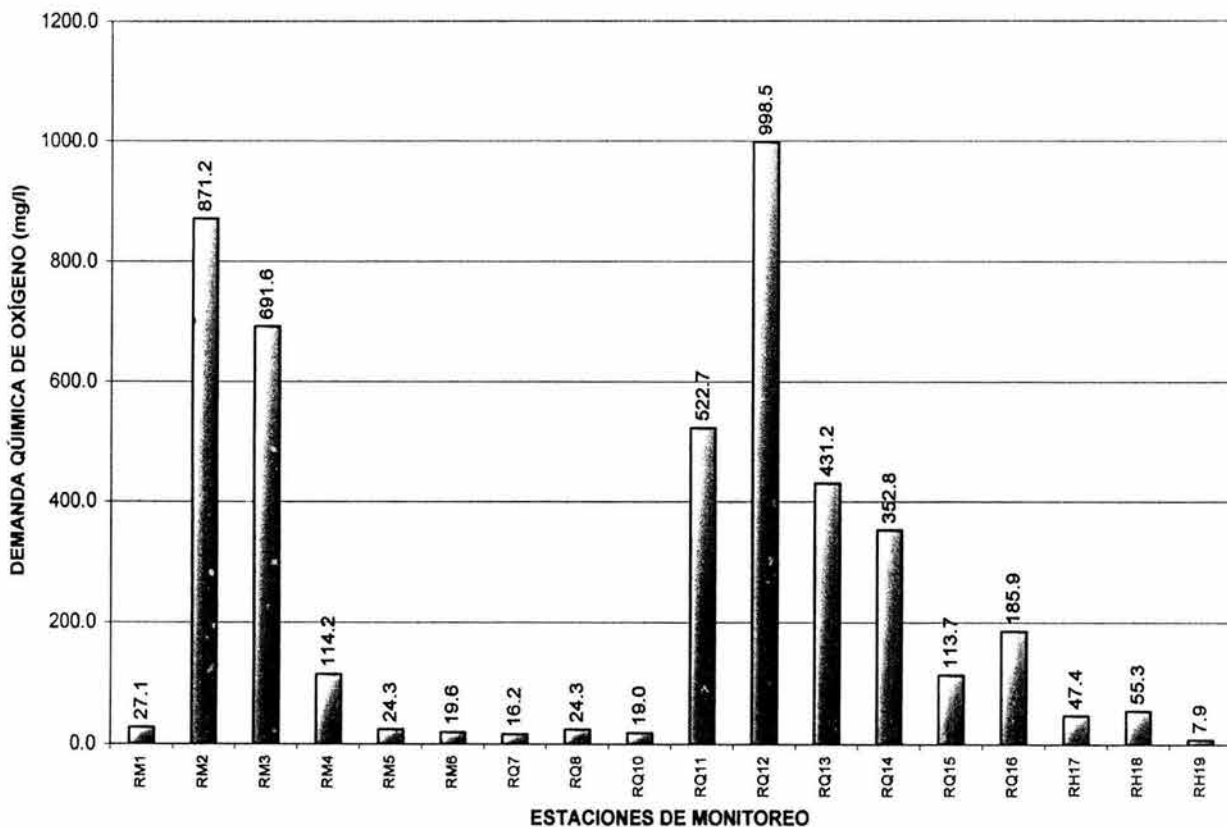
Demanda química de oxígeno (DQO) es una medida del oxígeno requerido para oxidar todos los compuestos presentes en el agua, tanto orgánicos como inorgánicos, por la acción de agentes fuertemente oxidantes en medio ácido y se expresa en miligramos de oxígeno por litro. La materia orgánica se oxida hasta dióxido de carbono y agua, mientras el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco. La DQO permite hacer estimaciones de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que a su vez es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en el proceso biológico de degradación de la materia orgánica en el agua; el término *degradable* puede interpretarse como expresión de la materia orgánica que puede servir de alimento a las bacterias; a mayor DBO, mayor grado de contaminación.

La Demanda Química de Oxígeno es la cantidad de oxígeno (mg/l) consumido en medio sulfúrico y con dicromato potásico que es necesaria para la oxidación de la materia mineral y orgánica, biodegradable o no, presente en las aguas residuales. Es una medida más exacta de la cantidad de materia orgánica presente en el agua.

La DQO es la cantidad de oxígeno usado en la estabilización de la materia orgánica carbonácea y nitrogenada por acción de los microorganismos en condiciones de tiempo y temperatura especificados (generalmente cinco días y 20° C).

La producción acelerada de compuestos orgánicos debido a la eutroficación o a la descarga de tóxicos consumidores de oxígeno, analizados como DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y DQO (Demanda Química de Oxígeno), a un cuerpo de agua que actúe como receptor, puede resultar en una falta de oxígeno en esta agua y ayudar a la formación de sulfuro de hidrógeno (H₂S).

CONCENTRACIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN EL RÍO SAN JUAN



Gráfica IV.6. Concentración de DQO en el Río San Juan

CALIBRACIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

De la pantalla IV.12 para la calibración de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) como se muestra en el cuadro IV.27, se varió para cada tramo el coeficiente de velocidad de decaimiento del compuesto no conservativo (K_6), coeficiente de velocidad para la sedimentación del compuesto (σ_6) y fuente béntica del compuesto (σ_7) compuesto no conservativo. Todos los coeficientes en función de la temperatura.

De la ecuación III.170:

$$\frac{dR}{dt} = -K_6 R - \sigma_6 R + \sigma_7 / d$$

Donde:

R = Concentración del componente no conservativo, mg/L.

K_6 = Velocidad de consumo del componente, en función de la temp., d^{-1} .

σ_6 = Coeficiente de velocidad para la sedimentación del componente, en función de la temperatura, d^{-1} .

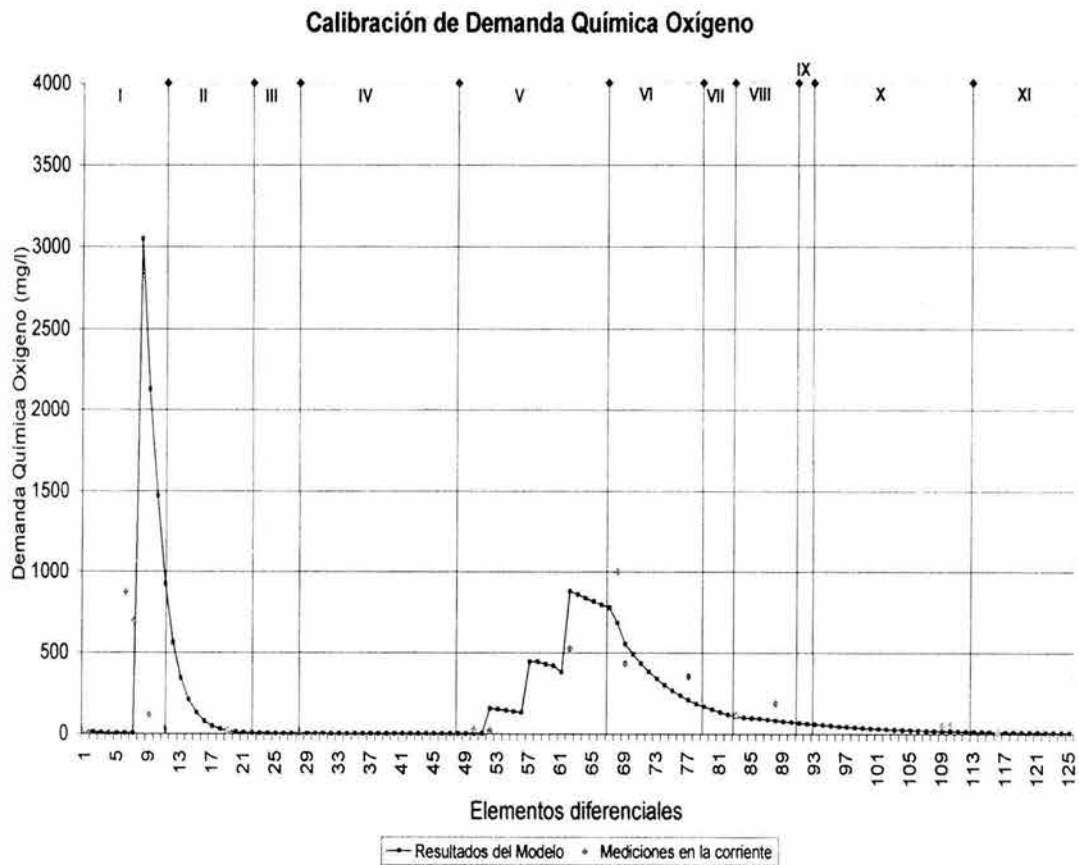
σ_7 = Fuente béntica del componente, en función de la temperatura, $mg/m^2 \cdot d$.

d = Profundidad media de la corriente, m.

Cuadro IV.27. Coeficientes del compuesto no conservativo

Tramo	Velocidad de decaimiento del compuesto no conservativo K_6	Velocidad de sedimentación del compuesto no conservativo σ_6	Bentos σ_7
No.	[1/d]	[1/d]	[g/(m ² d)]
1	10	10	10
2	10	10	10
3	10	10	10
4	3	3	3
5	1	1	1
6	5	5	5
7	5	5	5
8	5	5	5
9	3	3	3
10	3	3	3
11	3	3	3

Las constantes de velocidad del cuadro IV.27 permitieron calibrar el compuesto no conservativo. Este compuesto no conservativo no interactúa con la demanda Bioquímica de Oxígeno, Ciclo del Fósforo, Ciclo del Nitrógeno ni con el Oxígeno Disuelto. Es decir, que cuando se calibra la DQO sus constantes no afectan a los parámetros antes mencionados. La calibración de la DQO se muestra en la gráfica IV.7. En los tramos se consideró decaimiento y sedimentación del compuesto conservativo también de la fuente béntica. En el caso de la fuente béntica se puede incrementar la concentración del compuesto no conservativo.



Gráfica IV.7. Calibración de Demanda Química de Oxígeno

OXÍGENO DISUELTO

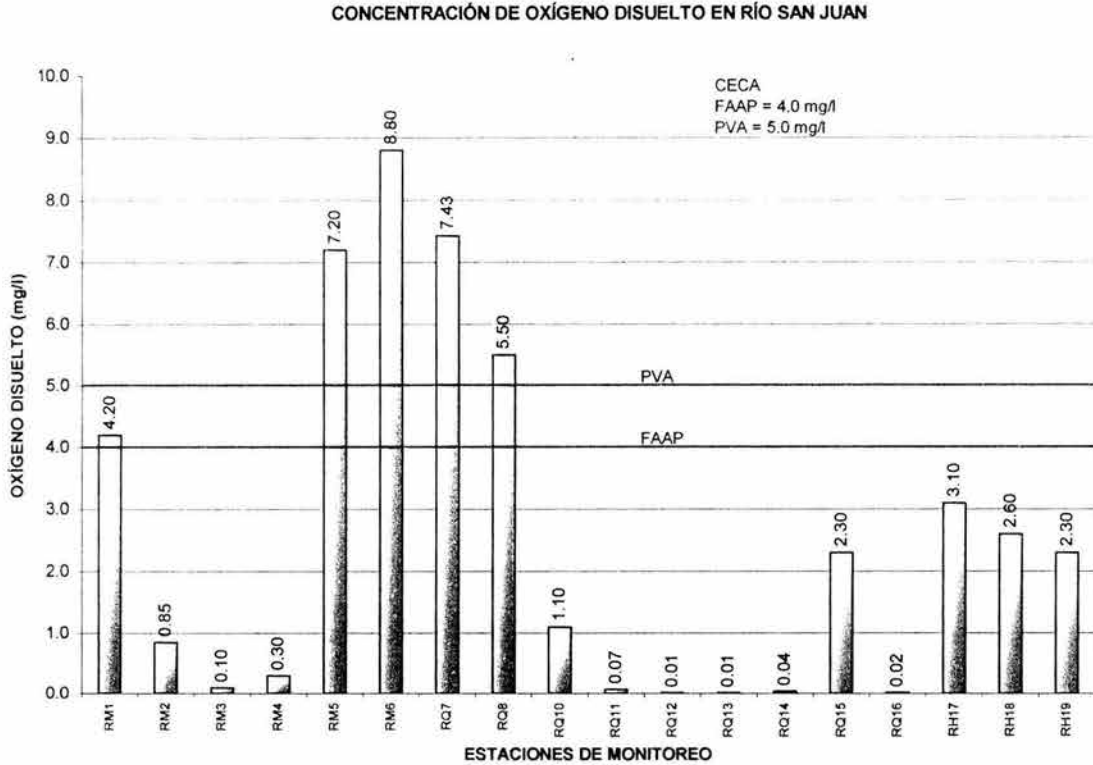
La presencia de oxígeno disuelto es fundamental para mantener la vida acuática y la calidad de las aguas. La carencia de oxígeno se presenta como consecuencia de la contaminación. La concentración de OD indica, entre otros, el estado de septización, potencialidad para producir malos olores, calidad de las aguas, y estimación de la actividad fotosintética.

Los ecosistemas naturales, al agua recibe siempre, ciertas sustancias extrañas, las cuales se diluyen, o se filtran, a través de procesos naturales. Pero cuando la entrada del contaminante es demasiado grande, los procesos naturales que poseen las aguas con oxígeno disuelto suficiente (llamado proceso de "autodepuración"), no pueden controlarla, y entonces decimos que se produce una contaminación.

El aspecto fundamental de la contaminación por compuestos orgánicos es la disminución del oxígeno disuelto como consecuencia de su consumo para los procesos de degradación de los contaminantes. En el caso de la contaminación por compuestos inorgánicos el resultado más importante depende de su efecto tóxico, aunque también existen compuestos inorgánicos que ejercen una gran demanda de oxígeno.

CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN EL RÍO SAN JUAN

En la gráfica IV.8 se puede observar que en algunos tramos del río se tienen problemas debido a la baja concentración de oxígeno disuelto en algunas estaciones de monitoreo en el río. De acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua la fuente de abastecimiento de agua potable debe ser 4.0 mg/L y para protección de vida acuática de 5.0 mg/L.



Gráfica IV.8. Concentración de Oxígeno Disuelto en el Río San Juan

CALIBRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO

De la pantalla IV.11, la calibración de Oxígeno disuelto depende de la calibración de: DBO, Ciclo del Fósforo, Ciclo del Nitrógeno. Cuando se calibra la DBO, la calibración del Oxígeno Disuelto tiende ajustarse en algunos tramos, es decir, la gráfica de los resultados del modelo se ajusta a la gráfica de las mediciones en la corriente. Cuando se termina de calibrar el Ciclo del Fósforo y el Ciclo del Nitrógeno, la calibración de Oxígeno Disuelto esta concluida, y si no es así se regresa al cuadro IV.26 y se varía la constante de velocidad de demanda de oxígeno de los sedimentos junto con el tipo de reaeración. Tomando en cuenta los datos del cuadro IV.26, la calibración del Oxígeno Disuelto se muestra en la grafica IV.9. Un aumento en K_2 implica una mayor reaeración en cada uno de los tramos del río San Juan,

De la ecuación III.146:

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

En nuestro caso de estudio no hay presencia de algas ($A = 0$ mg-O/L) , por lo tanto ecuación III.146 queda de la siguiente manera:

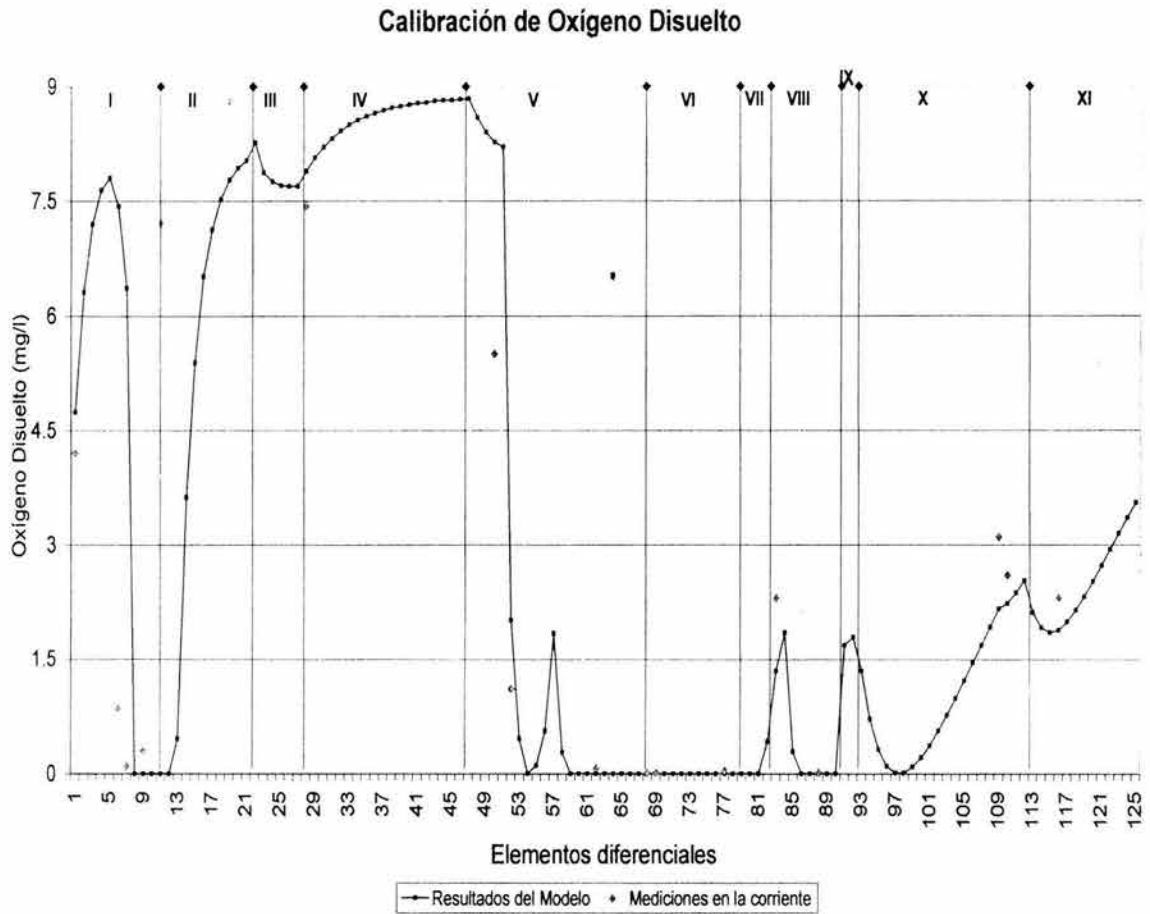
$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) - K_1L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2$$

La concentración de oxígeno disuelto en río depende de: velocidad de reaeración, concentración de saturación de oxígeno disuelto a presión y temperatura locales, velocidad de desoxigenación de DBO carbonosa, concentración de DBO carbonosa última, velocidad de demanda de oxígeno de sedimentos, profundidad media de la corriente, velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitrógeno amoniacal, coeficiente de velocidad de oxidación de amonio, concentración de nitrógeno amoniacal, velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitritos, coeficiente de velocidad de oxidación de nitritos y concentración de nitrógeno de nitritos.

Donde:

- O = Concentración de oxígeno disuelto, mg/L.
- O^* = Concentración de saturación de oxígeno disuelto a presión y temperatura locales, mg/L.
- α_3 = Velocidad de producción de oxígeno en el proceso de fotosíntesis en algas, mg-O/mg-A.
- α_4 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de respiración de algas, mg-O/mg-A.
- α_5 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitrógeno amoniacal, mg-O/mg-N.
- α_6 = Velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitritos, mg-O/mg-N.
- μ = Velocidad de crecimiento de algas, en función de la temperatura, d^{-1} .
- ρ = Velocidad de respiración de algas, en función de la temperatura, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- L = Concentración de DBO carbonosa última, mg/L.
- d = Profundidad media de la corriente, ft.
- K_1 = Velocidad de desoxigenación de DBO carbonosa, en función de la temperatura, d^{-1} .
- K_2 = Velocidad de reaeración, análoga a la difusión de Fick, en función de la temperatura, d^{-1} .
- K_4 = Velocidad de demanda de oxígeno de sedimentos, en función de la temperatura, $mg/ft^2 \cdot d^{-1}$.
- β_1 = Coeficiente de velocidad de oxidación de amonio, en función de la temperatura, d^{-1} .
- β_2 = Coeficiente de velocidad de oxidación de nitritos, en función de la temperatura, d^{-1} .
- N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.
- N_2 = Concentración de nitrógeno de nitritos, mg-N/L.

En el cuadro IV.26 el tipo de rearación es la fórmula de coeficiente simple, el valor K_2 que ha sido seleccionados previamente. Esta opción es útil para modelar situaciones poco comunes. Para los tramos I, II al IV y VII al VIII se consideró coeficiente simple.



Gráfica IV.9. Calibración de Oxígeno Disuelto

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO ORGÁNICO EN EL RÍO SAN JUAN

El nitrógeno en la naturaleza puede aparecer en 7 estados de oxidación diferentes. Desde el punto de vista de la calidad de las aguas nos interesan únicamente el nitrógeno orgánico, el amoníaco, los nitratos y nitritos. En la naturaleza las distintas formas del nitrógeno se hallan interrelacionadas según el ciclo del nitrógeno:

N_2 atmosférico \rightarrow N orgánico

N orgánico \rightarrow N amoniacal

N amoniacal \rightarrow Nitrito (Nitrosomonas)

Nitrito \rightarrow Nitrato (Nitrobacter)

Nitrato $\rightarrow N_2$

Fijación del Nitrógeno: tres procesos desempeñan un papel importante en la fijación del nitrógeno en la biosfera. Uno de estos es el relámpago. La energía contenida en un relámpago rompe las moléculas de nitrógeno y permite que se combine con el oxígeno del aire.

Mediante un proceso industrial se fija el nitrógeno, en este proceso el hidrógeno y el nitrógeno reaccionan para formar amoníaco, NH_3 . Dicho proceso es utilizado por ejemplo para la fabricación de fertilizantes.

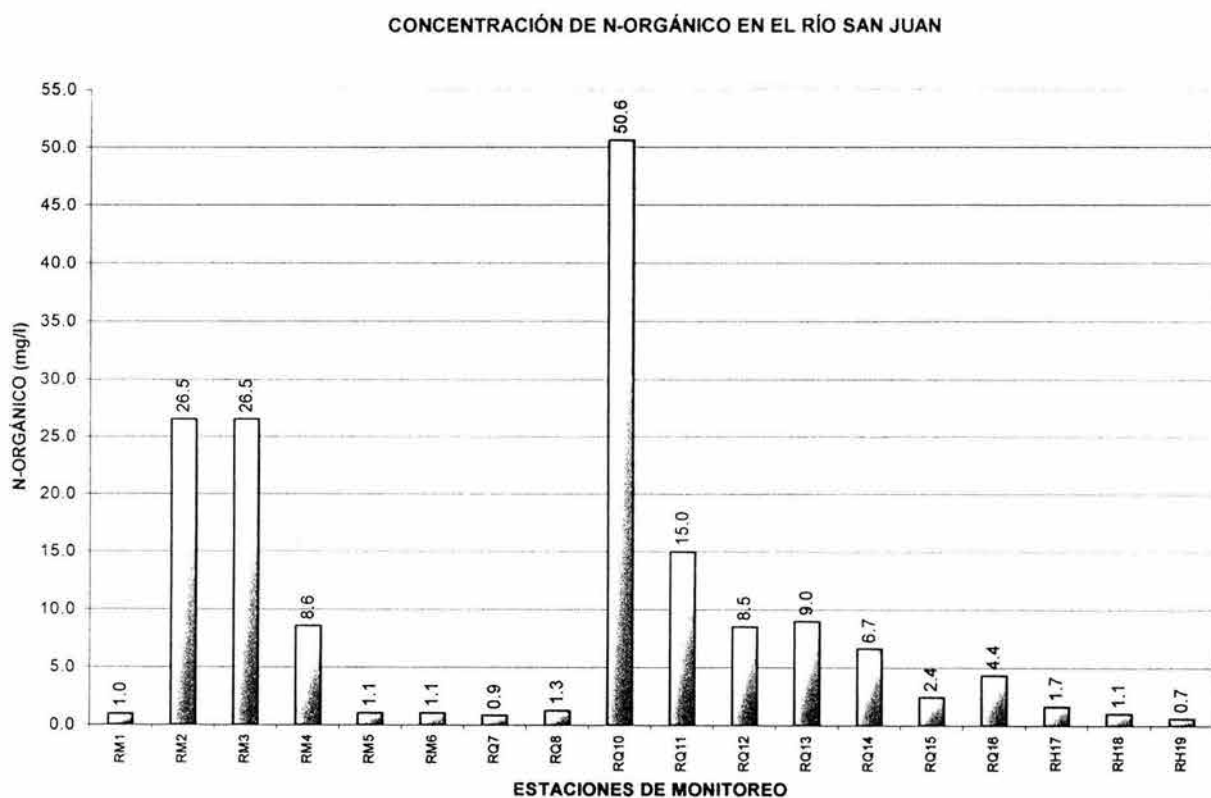
Las bacterias nitrificantes son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico que utilizan las plantas para llevar a cabo sus funciones. También algunas algas verde-azules son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico.

Descomposición: los animales obtienen nitrógeno al ingerir vegetales, en forma de proteínas. En cada nivel trófico se libera al ambiente nitrógeno en forma de excreciones, que son utilizadas por los organismos descomponedores para realizar sus funciones vitales.

Nitrificación: es la transformación del amoníaco a nitrito, y luego a nitrato. Esto ocurre por la intervención de bacterias del género nitrosomonas, que oxidan el NH_3 a NO_2^- . Los nitritos son oxidados a nitratos NO_3^- mediante bacterias del género nitrobacter.

Desnitrificación: en este proceso los nitratos son reducidos a nitrógeno, el cual se incorpora nuevamente a la atmósfera, este proceso se produce por la acción catabólica de los organismos, estos viven en ambientes con escasez de oxígeno como sedimentos, suelos profundos. Las bacterias utilizan los nitratos para sustituir al oxígeno como aceptor final de los electrones que se desprenden durante la respiración. De esta manera el ciclo se cierra.

Las fuentes contaminantes con origen en la agricultura y ganadería, tienen su incidencia en las aguas superficiales y subterráneas, y están compuestas de materias orgánicas e inorgánicas, en las que se incluyen compuestos como el fósforo o nitrógeno, los cuales demandan gran cantidad de oxígeno. Estos compuestos suelen proceder de la erosión de tierras de cultivo, que tienen depositados en parte residuos fertilizantes y de naturaleza animal, estos últimos transportadores en ocasiones de organismos patógenos. La gráfica IV.10 muestra las concentraciones que se tienen en el río San Juan.



Gráfica IV.10. Concentración de Nitrógeno Orgánico en el Río San Juan

CALIBRACIÓN DE NITRÓGENO ORGÁNICO

De la pantalla IV.12 se muestra el cuadro IV.28 en el que se observan los coeficientes que se variaron en los tramos del río San Juan y son los siguientes: coeficiente de velocidad para hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal (β_3) y el coeficiente de velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico, en función de la temperatura (σ_4). Un aumento de valor en el coeficiente β_3 implica una velocidad en la hidrólisis y por lo tanto que hay más concentración de nitrógeno amoniacal debido a que el nitrógeno orgánico se convierte en nitrógeno amoniacal. Un aumento de valor en el coeficiente σ_4

implica una disminución en la concentración del nitrógeno orgánico. La calibración se muestra en la gráfica IV.11. En todos los tramos del río San Juan se consideró el coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal y sedimentación del nitrógeno orgánico .

De la ecuación III.134:

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$$

haciendo $A = 0$ mg/L se tiene:

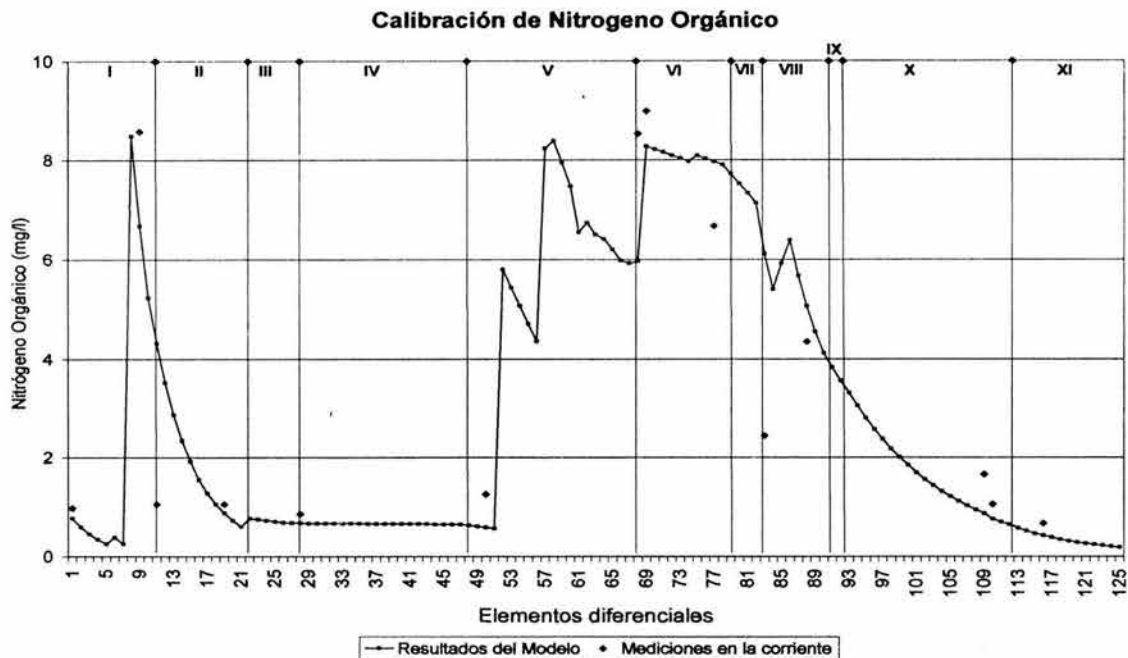
$$\frac{dN_4}{dt} = -\beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$$

Donde :

- N_4 = Concentración de nitrógeno orgánico, mg-N/L.
 β_3 = Coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
 α_1 = Fracción de nitrógeno en algas, mg-N/mg-A.
 ρ = Coeficiente de velocidad de respiración de algas, d^{-1} .
 A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
 σ_4 = Coeficiente de velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

Cuadro IV.28. Coeficientes de Nitrógeno

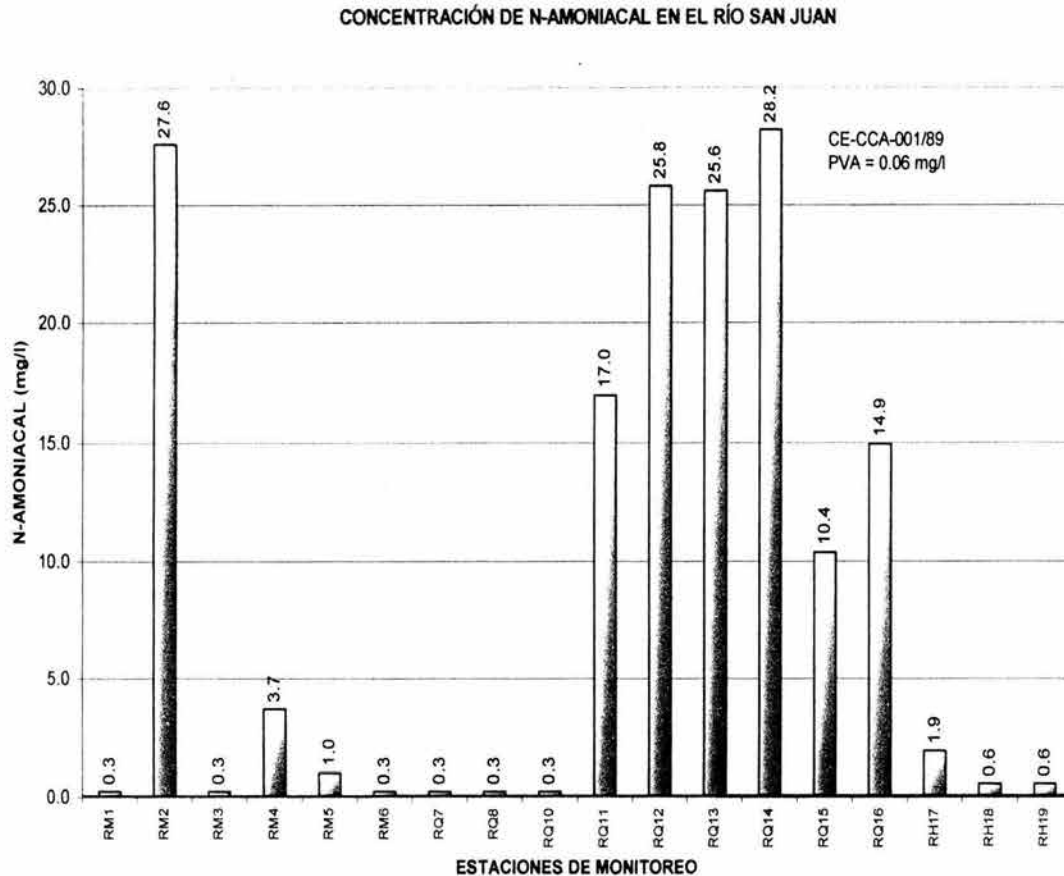
Tramo	Hidrólisis de Nitrógeno Orgánico β_3	Sedimentación del Nitrógeno Orgánico σ_4	Oxidación del Nitrógeno Amoniacal β_1	Bentos del Nitrógeno Amoniacal σ_3	Oxidación del Nitrógeno de Nitritos β_2
No.	[1/d]	[1/d]	[1/d]	[mg/(m ² d)]	[1/d]
1	10	5	0.05	-----	2
2	2	5	1	-----	10
3	2	5	0.5	-----	2
4	0.2	0.05	0.5	-----	2
5	2	1	2	4	10
6	1	1	2	-----	10
7	1	1	2	10	10
8	1	6	2	10	10
9	0.05	6	0.05	10	10
10	0.05	6	0.05	10	10
11	0.05	6	0.05	10	10



Gráfica IV.11. Calibración de Nitrógeno Orgánico

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL EN EL RÍO SAN JUAN.

Los efectos tóxicos directos de las distintas formas del Nitrógeno son variables: el nitrógeno amoniacal no tiene efectos apreciables sobre la salud salvo a altas concentraciones. En la gráfica IV.12, todas las estaciones de monitoreo en el río San Juan presentan altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en el río San Juan y esto causa problemas con la protección de vida acuática (PVA). El valor de PVA para el NH_3 debe ser igual a 0.06 mg/L, valor establecido por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua.



**Gráfica IV.12 Concentración de Nitrógeno Amoniacal
en el Río San Juan**

CALIBRACIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL

De la pantalla IV.12, el nitrógeno amoniacal proviene de la reacción de amonificación del nitrógeno orgánico soluble y se consume principalmente cuando sirve de fuente de energía en el crecimiento de la biomasa autótrofa. El nitrógeno orgánico soluble es producto de la hidrólisis de su forma particulada mientras que es removido por la amonificación.

El cuadro IV.28a, muestra los coeficientes de Nitrógeno Amoniacal (NH_3) que se varió en cada tramo son: coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal (β_3) y el coeficiente de velocidad de captación de nitrógeno amoniacal de la fuente béntica (σ_3). El coeficiente β_3 se considera en todos los tramos a diferencia del coeficiente σ_3 que se considera en algunos tramos del río San Juan debido

a que un aumento de valor en el coeficiente β_1 implica que se oxide el nitrógeno amoniacal pero se puede aumentar la concentración de nitrógeno amoniacal si consideramos la captación de nitrógeno amoniacal de la fuente béntica (σ_3) en el río. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células mientras que cambia también la alcalinidad. La calibración del Nitrógeno Amoniacal se muestra en la gráfica IV.13.

De la ecuación III.135:

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3 / d - F_1 \alpha_1 \mu A; \quad F_1 = \frac{P_N N_1}{P_N N_1 + (1 - P_N) N_3}$$

Considerando $A = 0$ mg/L se tiene:

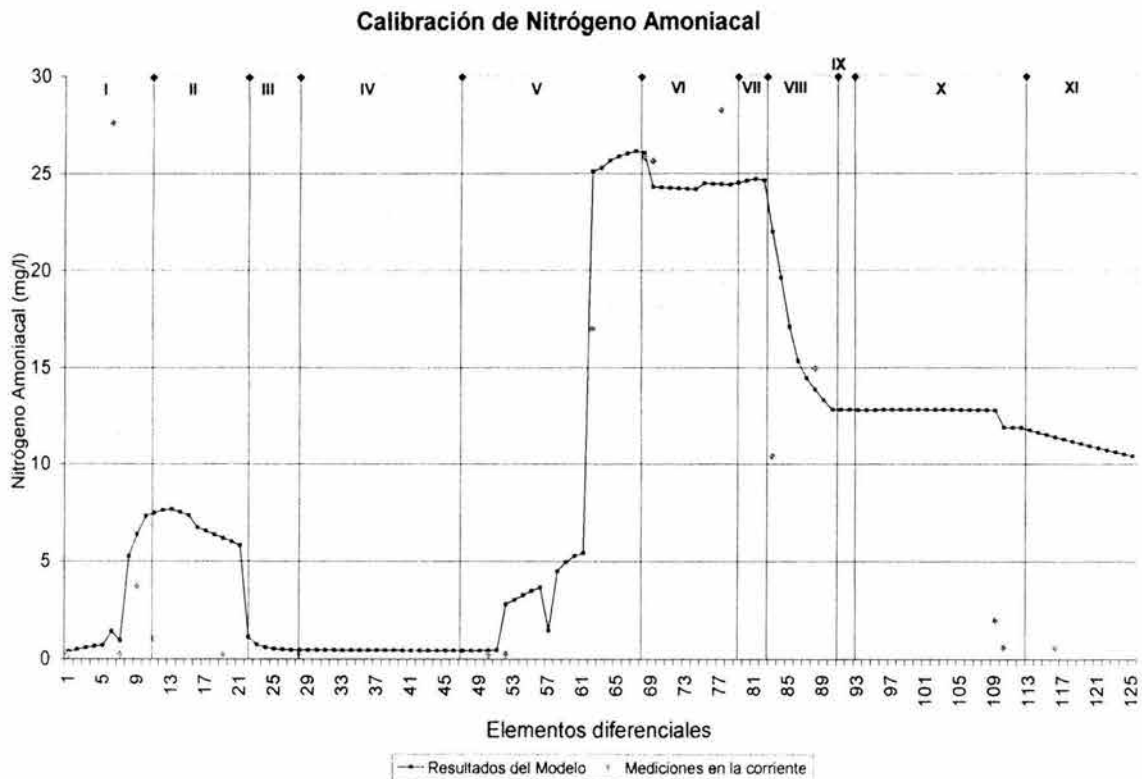
$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3 / d$$

Donde:

- N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.
- N_3 = Concentración de nitratos, mg-N/L.
- N_4 = Concentración de nitrógeno orgánico, mg-N/L.
- β_1 = Coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
- β_3 = Coeficiente de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .
- α_1 = Fracción de nitrógeno en algas, mg-N/ mg-A.
- σ_3 = Coeficiente de velocidad de captación de nitrógeno amoniacal de la fuente béntica, mg-N/ft²-d.
- d = Profundidad media de flujo, ft.
- F_1 = Fracción de nitrógeno de algas que se capta de la fuente de amonio
- μ = Velocidad de crecimiento específico de algas, d^{-1} .
- A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.
- P_N = Factor de selectividad para nitrógeno amoniacal (0 a 1.0).

Cuadro IV.28a. Coeficientes de velocidad para el Nitrógeno Amoniacal

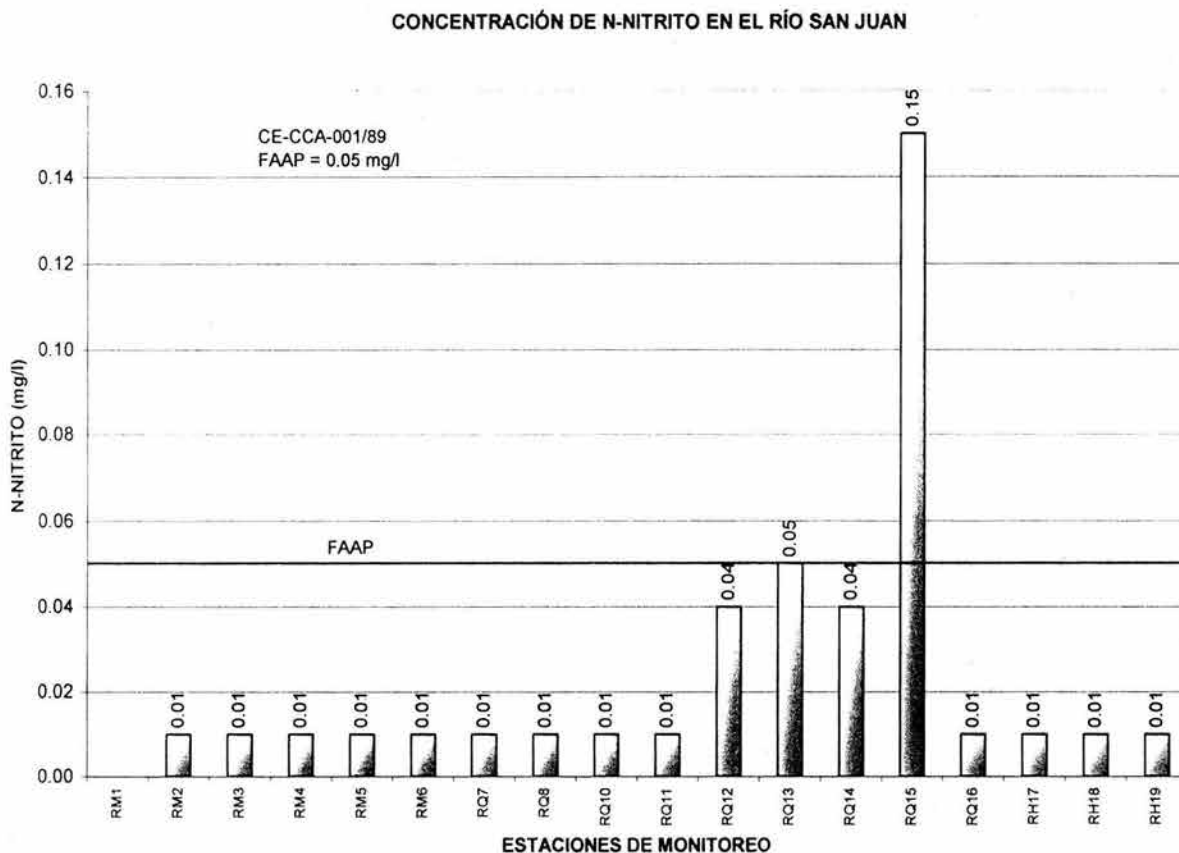
Tramo	Oxidación del Nitrógeno Amoniacal β	Bentos del Nitrógeno Amoniacal σ_3
No.	[1/d]	[mg/(m ² d)]
1	0.05	-----
2	1	-----
3	0.5	-----
4	0.5	-----
5	2	4
6	2	-----
7	2	10
8	2	10
9	0.05	10
10	0.05	10
11	0.05	10



Gráfica IV.13. Calibración de Nitrógeno Amoniacal

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO DE NITRITOS EN EL RÍO SAN JUAN

Los nitratos son responsables de la aparición en niños de la metaglobinemia (oxidación de los glóbulos rojos). En cualquier caso, tanto los nitratos y los nitritos como el amonio, son causantes de la eutrofización. En la gráfica IV.14, muestra la concentración de nitrógenos de nitritos que se tiene en el río San Juan



Gráfica IV.14. Concentración de Nitrógeno de Nitritos en el Río San Juan

CALIBRACIÓN DE NITRÓGENO DE NITRITOS

De la pantalla IV.12, el contenido de nitrito indica la cantidad de nitrógeno parcialmente oxidado y el de nitrato indica oxidación total o estabilidad.

El cuadro IV.28b, muestra el coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura (β_2). Un aumento de valor en el coeficiente β_2 implica una oxidación en los nitritos y esto aumenta la concentración de nitratos. La calibración de nitrógeno de nitritos se muestra en la gráfica IV.15.

De la ecuación III.137:

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

Donde:

N_1 = Concentración de nitrógeno amoniacal, mg-N/L.

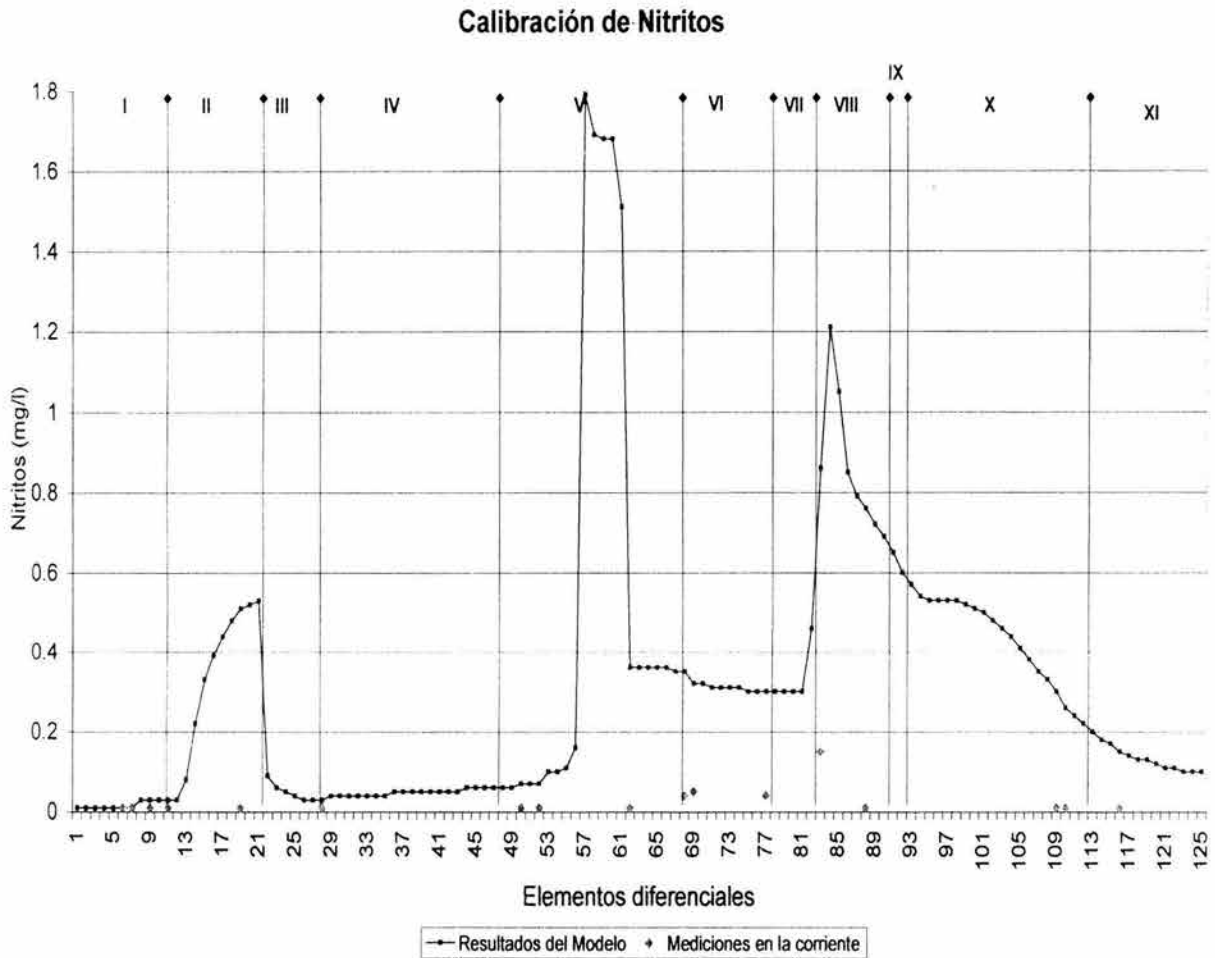
N_2 = Concentración de nitritos, mg-N/L.

β_1 = Coeficiente de velocidad para la oxidación biológica de nitrógeno amoniacal, en función de la temperatura, d^{-1} .

β_2 = Coeficiente de velocidad para la oxidación de nitritos, en función de la temperatura, d^{-1} .

Cuadro IV.28b. Coeficiente de Oxidación del Nitrógeno de Nitritos.

Tramo	Oxidación del Nitrógeno de Nitritos β_2
No.	[1/d]
1	2
2	10
3	2
4	2
5	10
6	10
7	10
8	10
9	10
10	10
11	10

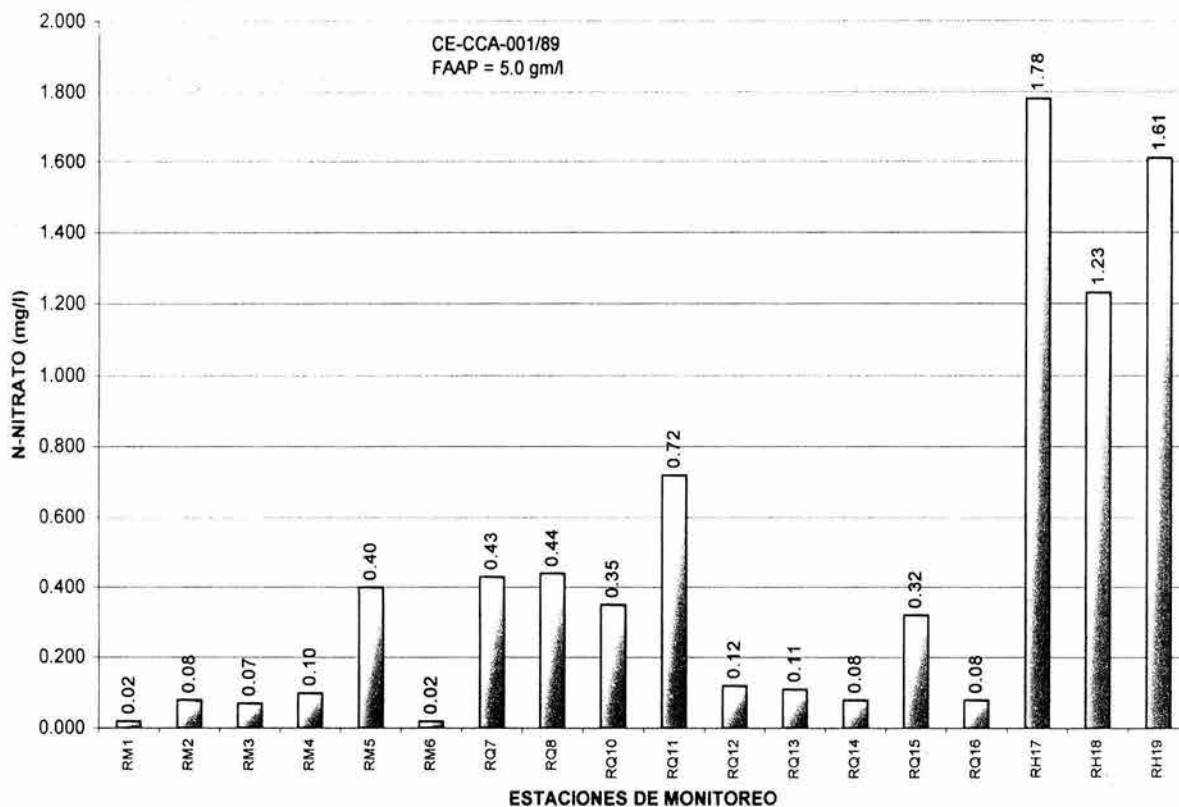


Gráfica IV.15. Calibración de Nitrógeno de Nitritos

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO DE NITRATOS EN EL RÍO SAN JUAN

La grafica IV.16 muestra la concentración de Nitrógeno de Nitratos que se tiene en el río y de acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para Fuente de Abastecimiento de Agua Potable deber ser de 5.0 mg/L, lo cual implica que no se tiene problemas en el río para este parámetro.

CONCENTRACION DE N-NITRATO EN EL RÍO SAN JUAN



Gráfica IV.16. Concentración de Nitrógeno de Nitratos en el río San Juan

CALIBRACIÓN NITRÓGENO DE NITRATOS

De la pantalla IV.12, la calibración de Nitrógeno de Nitratos fue realizada por medio de la calibración de Nitrógeno de Nitritos. La calibración de Nitrógeno de Nitratos se muestra en la gráfica IV.17.

De la ecuación III.138:

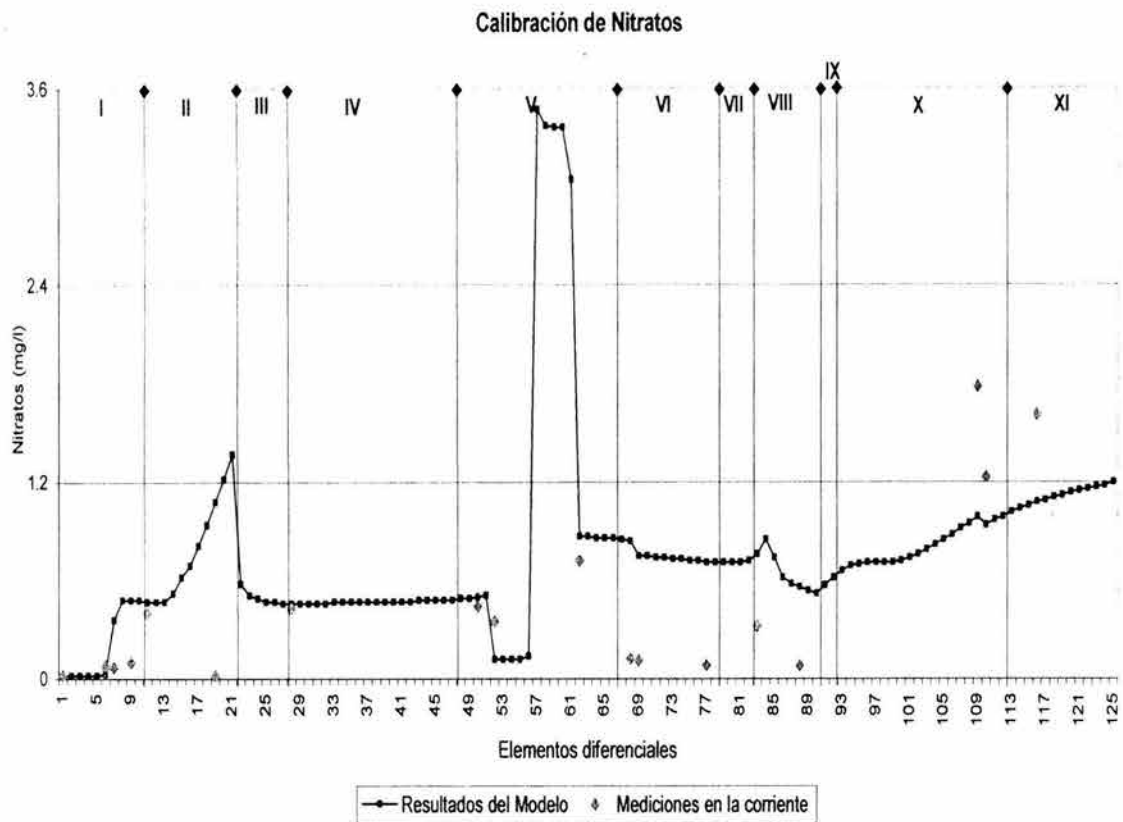
$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A; \text{ haciendo } A = 0 \text{ mg/L} \Rightarrow \frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2$$

Donde:

F_1 = Fracción de nitrógeno de algas tomado de la fuente de amonio, mg-N/L.

α_1 = Contenido de nitrógeno en algas, mg-N/mg-A.

μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d^{-1} .

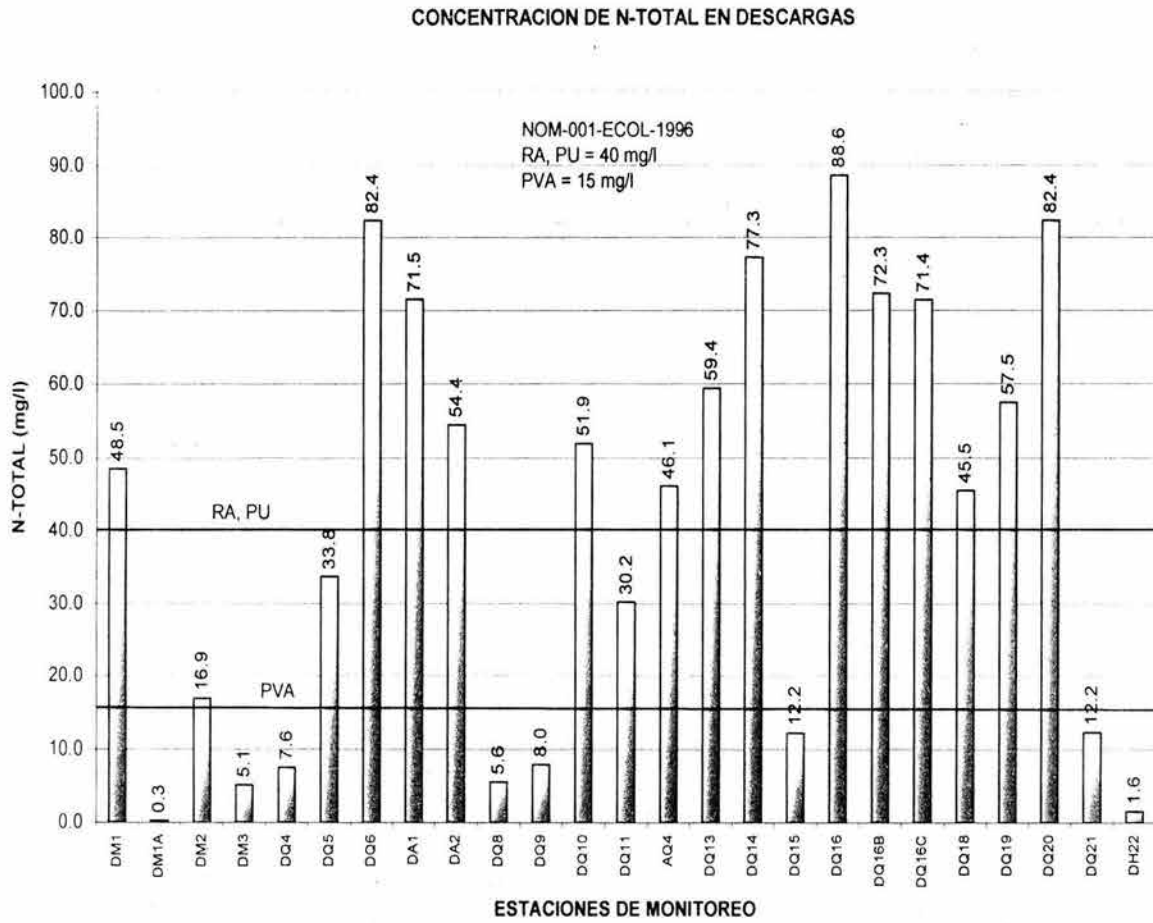


Gráfica IV.17. Calibración Nitrógeno de Nitratos

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL EN DESCARGAS

El nitrógeno total comprende nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitritos y nitrógeno de nitratos. Éste parámetro es considerado solamente por la Norma oficial Mexicana NOOM-001-ECOL-1996, que establece los Límites Máximos Permisibles de contaminantes en las Descargas Residuales en Aguas y Bienes Nacionales.

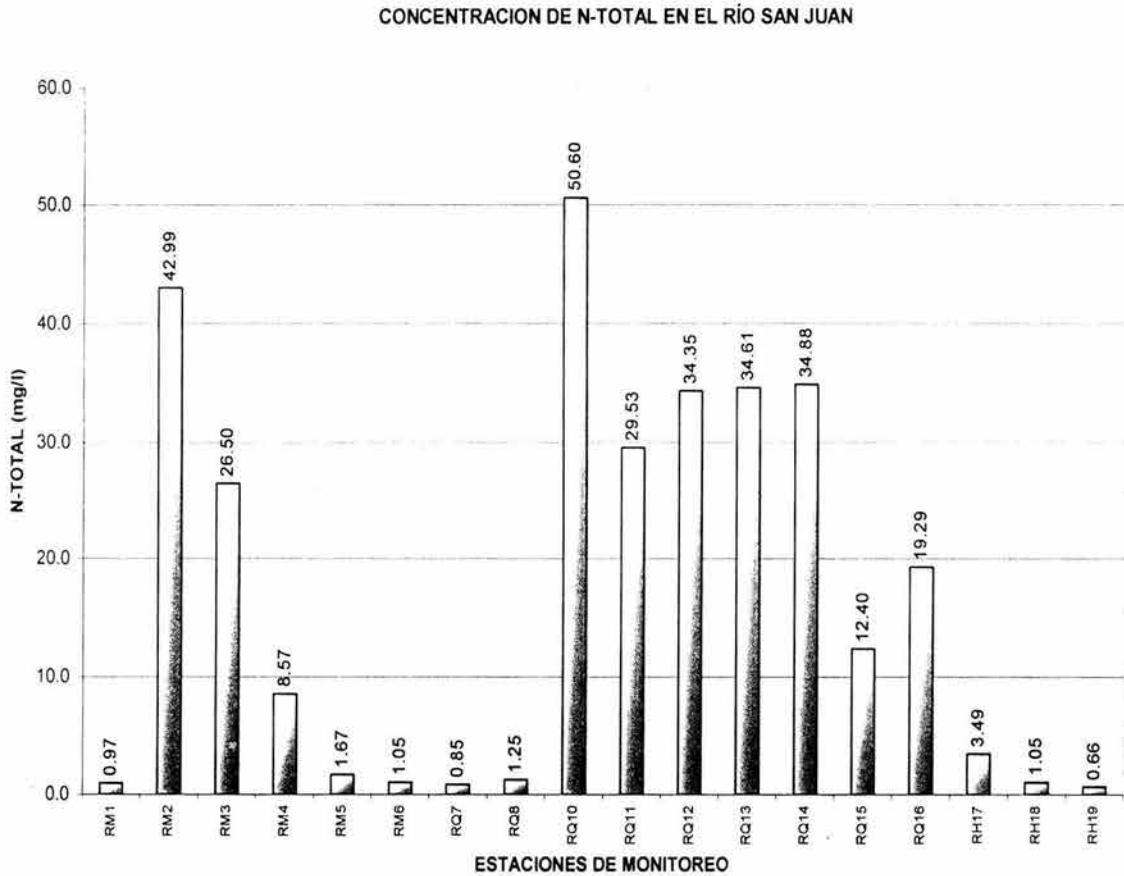
La gráfica IV.18 muestra que para las altas concentraciones de nitrógeno total en descargas de acuerdo a la NOOM-001-ECOL-1996, se tienen problemas en el uso para Riego agrícola (RA = 40 mg/L), Protección de Vida Acuática (PVA = 15 mg/L) y Uso Público (PU = 40 mg/L).



Gráfica IV.18. Concentración de Nitrógeno Total en Descargas

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL EN EL RÍO SAN JUAN

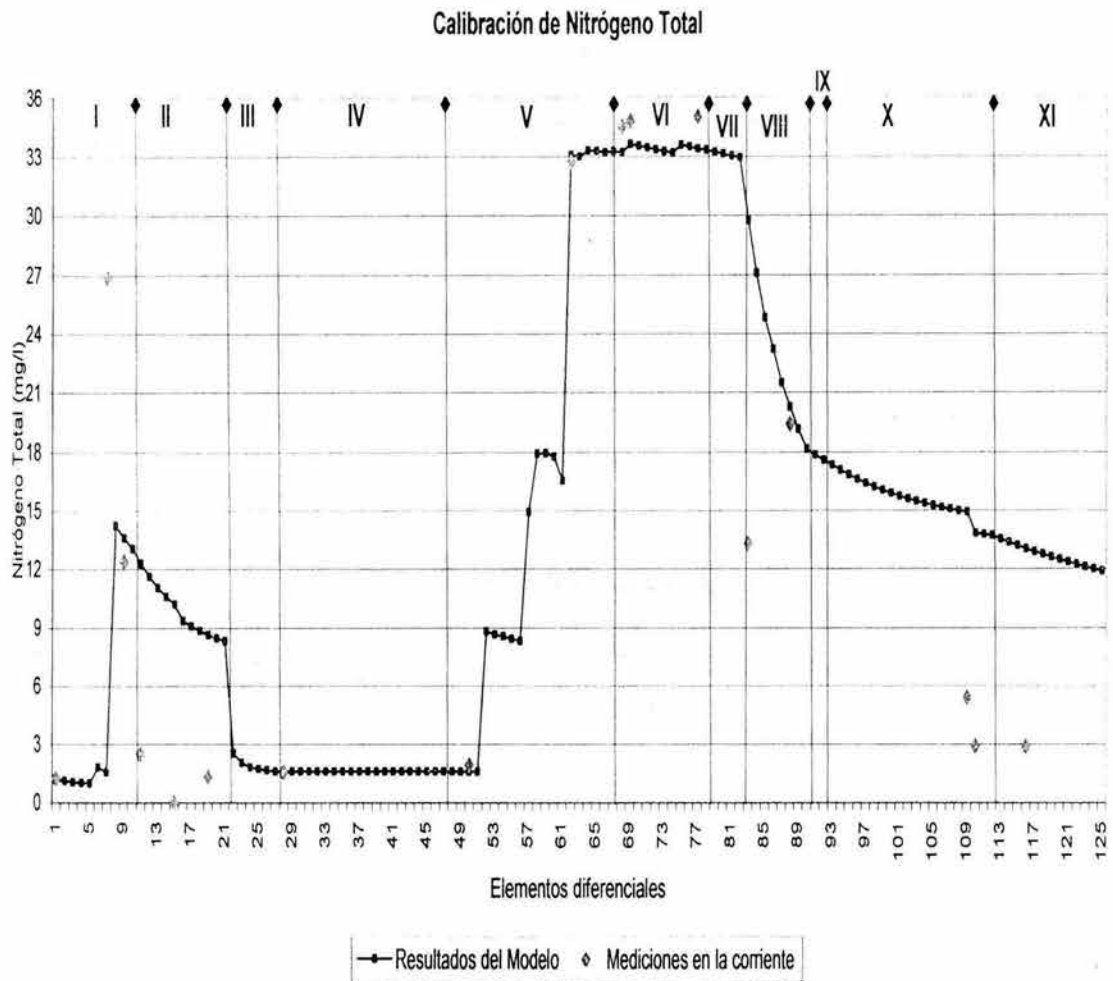
La gráfica IV.19, muestra la concentración de Nitrógeno Total que se tiene en el Río San Juan.



Gráfica IV.18. Concentración de Nitrógeno Total en el Río

CALIBRACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL

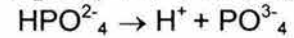
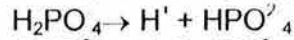
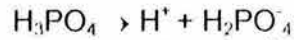
La calibración de Nitrógeno Total fue concluida al calibrar Nitrógeno Orgánico, Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno de Nitritos. La calibración de Nitrógeno Total se muestra en la gráfica IV.20.



Gráfica IV.20. Calibración de Nitrógeno Total.

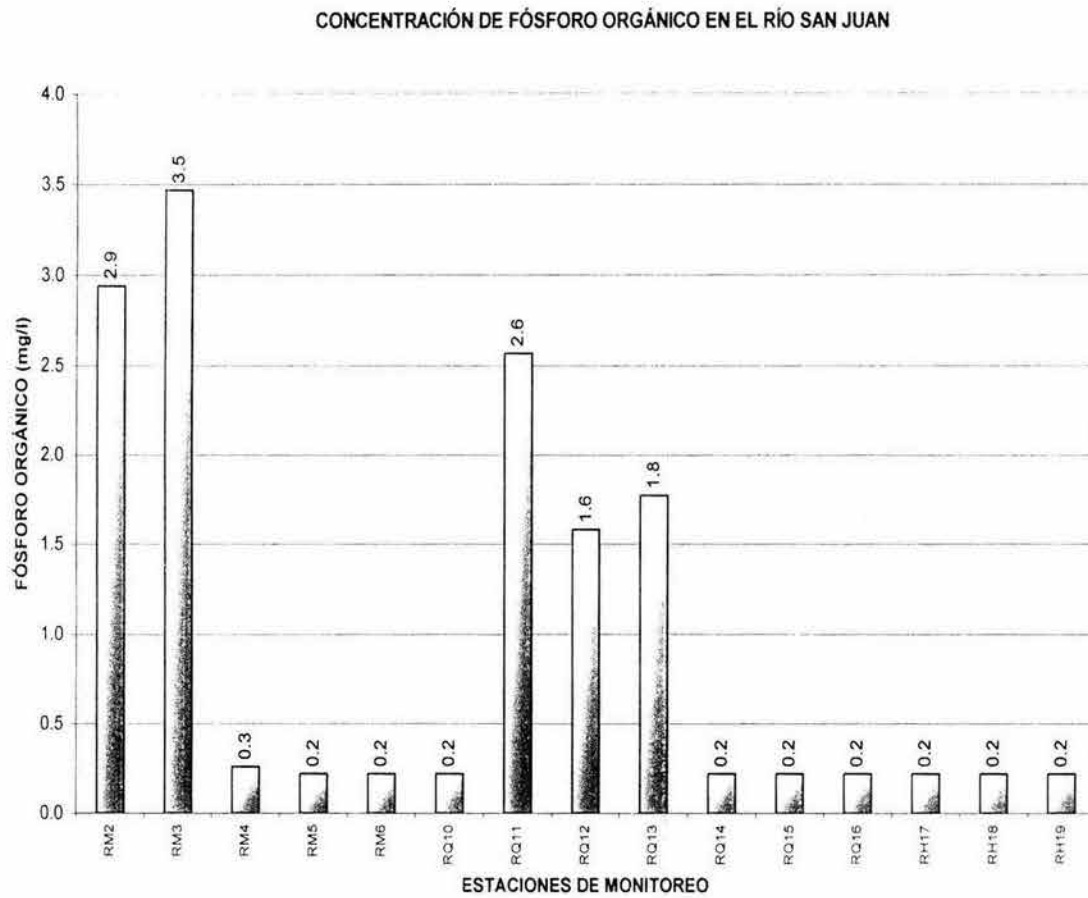
CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO ORGÁNICO EN EL RÍO

En aguas marinas superficiales el fósforo orgánico disuelto y particulado proviene de la descomposición de plantas. Estos compuestos disueltos de fósforo orgánico son una porción significativa, aunque variable, de fósforo disuelto en aguas superficiales. El fósforo inorgánico disuelto existe enteramente como un producto ionizado del H_3PO_4 , dado por una disociación en tres pasos:



Las fracciones de estas formas están controladas por el pH y la composición de las aguas. La distribución de las varias formas de fosfatos en las aguas oceánicas está controlada por procesos biológicos y físicos.

En aguas superficiales el fósforo es adquirido por el fitoplancton durante la fotosíntesis, y cuando este muere la fracción orgánica es convertida rápidamente a PO_4^{3-} . Mucho del fitoplancton es consumido por el zooplancton, que asimila así el PO_4^{3-} . Luego el material se pierde en heces fecales que contienen una apreciable cantidad de fósforo orgánico, y así continúa el ciclo en un complejo devenir de especies. Todo esto se complica más aún si consideramos otros procesos a los que está sujeto el fósforo en el agua: floculación, precipitación y procesos de intercambio de sustancias disueltas con partículas sedimentarias.



Gráfica V.21. Concentración de Fósforo Orgánico en el Río

CALIBRACIÓN DE FÓSFORO ORGÁNICO

De la pantalla IV.12, el Fósforo es un parámetro muy importante que se utiliza como indicador de la eutrofización de las aguas.

La adición de cantidades no demasiado grandes de fósforo genera un considerable crecimiento de las algas.

La formación de nuevos sedimentos crea nuevas áreas de colonización y supone una fuente adicional de fósforo para el fitoplancton. Por tanto, las plantas enraizadas potencian el reciclado del fósforo al removilizarlo desde los sedimentos.

En el cuadro IV.29 muestra las constantes que se variaron en los tramos del río San Juan, las cuales son: coeficiente de velocidad de decaimiento de fósforo orgánico, en función de la temperatura (β_4) y el coeficiente de velocidad de sedimentación de fósforo orgánico, en función de la temperatura (σ_5). En la simulación no se considero concentración de biomasa en algas. Un aumento de valor en el coeficiente β_4 aumenta el consumo de fósforo orgánico y un aumento del coeficiente σ_5 aumenta la velocidad de sedimentación del fósforo orgánico y a su vez aumenta la concentración d fósforo inorgánico o disuelto en el río. La calibración se muestra en la gráfica IV.22.

De la ecuación III.142:

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 ; A = 0 \text{ mg/L} \Rightarrow \frac{dP_1}{dt} = -\beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$$

Donde:

P_1 = Concentración de fósforo orgánico, mg-P/L.

α_2 = Contenido de fósforo de algas, mg P/mg-A.

ρ = Velocidad de respiración de algas, d^{-1} .

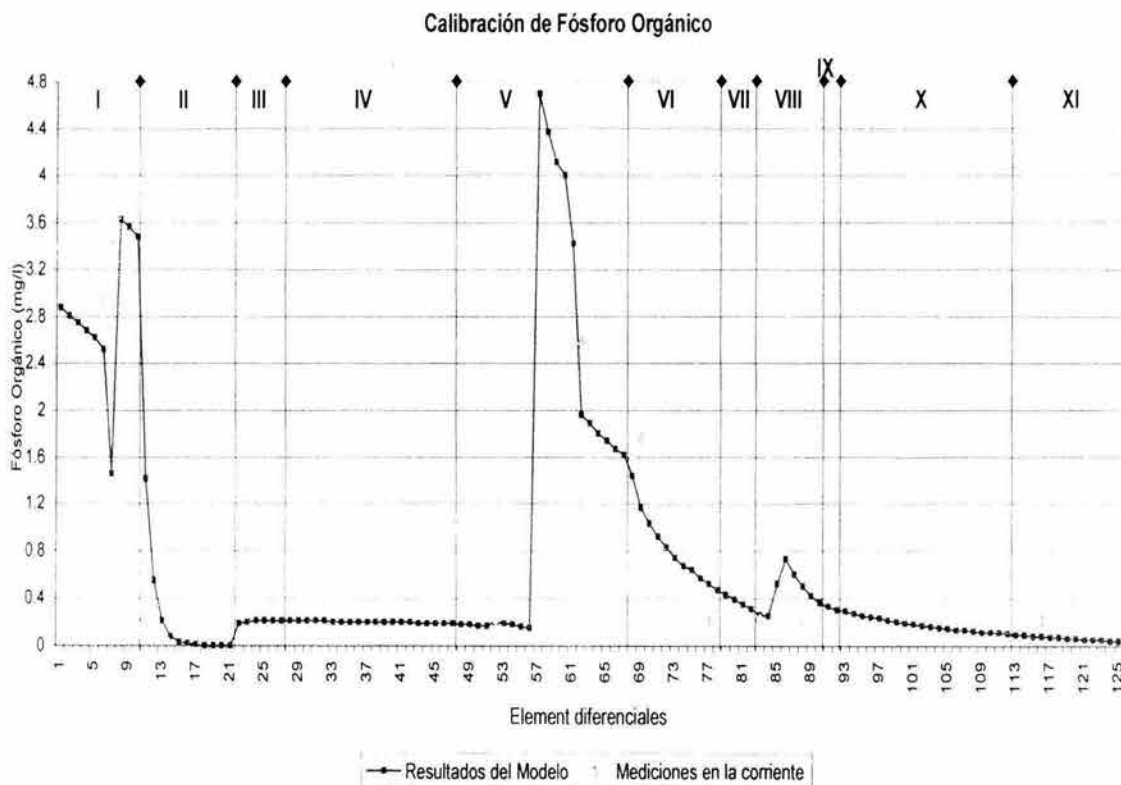
A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

β_4 = Velocidad de consumo de fósforo orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

σ_5 = coeficiente de velocidad de sedimentación de fósforo orgánico, en función de la temperatura, d^{-1} .

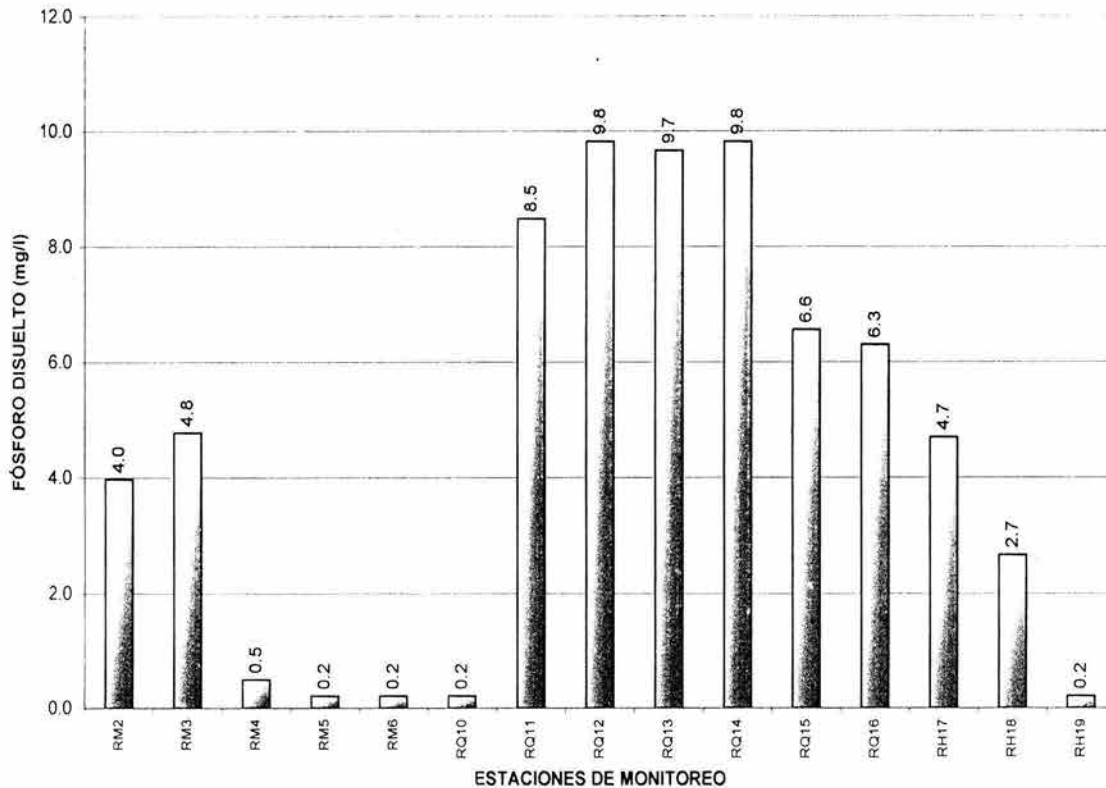
Cuadro IV.29 Coeficientes de velocidad del Fósforo

Decaimiento del Fósforo Orgánico β_4	Sedimentación del Fósforo Orgánico σ_5	Fuentes Béntica del Fósforo Disuelto σ_2
[1/day]	[1/day]	[mg/(m ² d)]
0.05	1	50
0.05	50	200
0.4	0.05	-----
0.4	0.05	-----
0.05	3	-----
5	4	-----
5	3	-----
5	5	10
4	4	10
3	1	10
1	2	50



Gráfica IV.22. Calibración de Fósforo Orgánico

CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO DISUELTO EN EL RÍO SAN JUAN



Gráfica IV.23. Concentración del Fósforo Disuelto en el Río San Juan

CALIBRACIÓN DE FÓSFORO DISUELTO

De la pantalla IV.12, se realiza el cuadro IV.29 se muestra la variación del coeficiente de velocidad para la fuente béntica para fósforo disuelto, en función de la temperatura (σ_2), éste coeficiente aumenta la concentración de nitrógeno orgánico. La calibración se muestra en la gráfica IV.24.

De la ecuación III.143:

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \sigma_2/d - \alpha_2 \mu A ; A = 0 \text{ mg/L} \Rightarrow \frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \sigma_2/d$$

Donde:

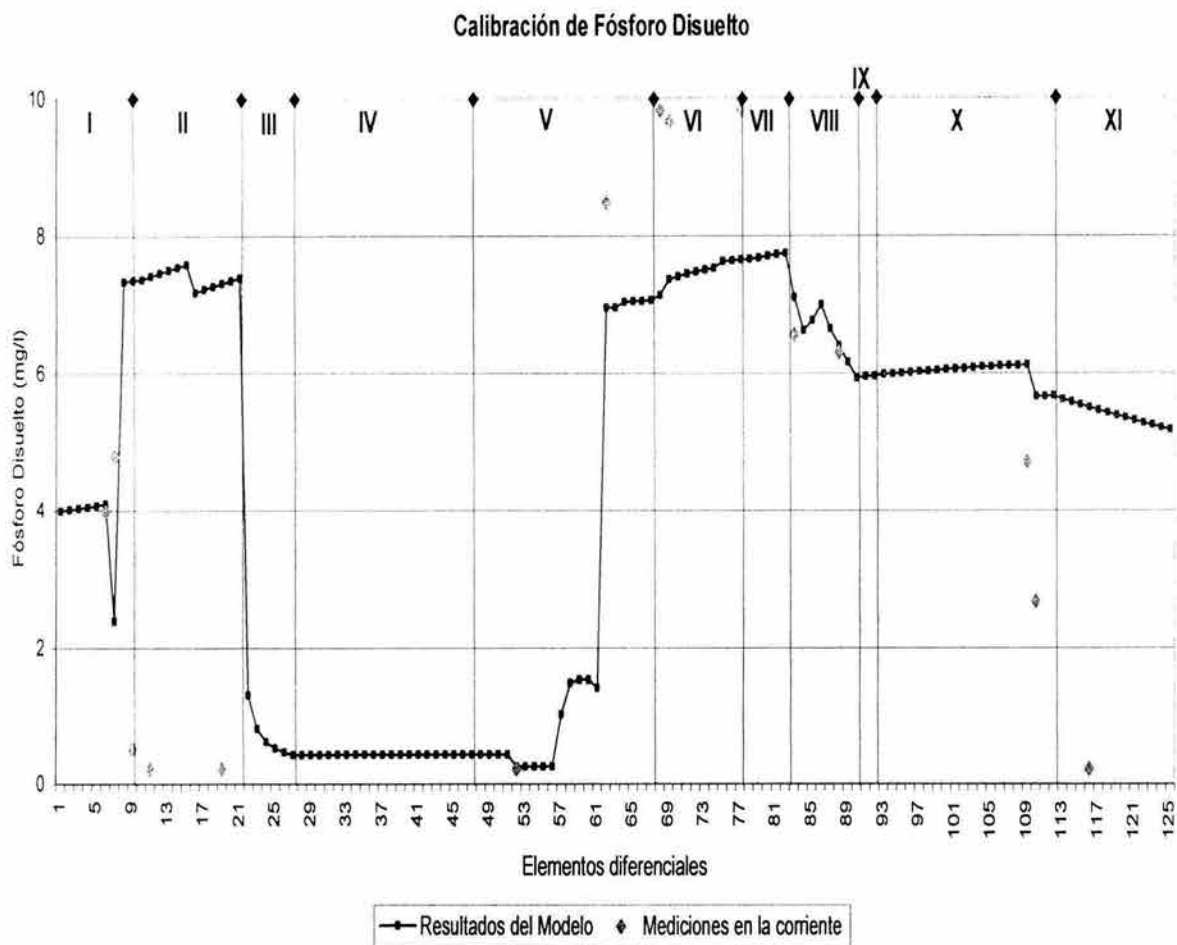
P_2 = Concentración de fósforo inorgánico o disuelto, mg-P/L.

σ_2 = Velocidad de la fuente béntica para fósforo disuelto, en función de la temperatura, mg-P/ft²-d.

d = Profundidad media de la corriente, ft.

μ = Velocidad específica de crecimiento de algas, dependiente de la temperatura, d⁻¹.

A = Concentración de biomasa de algas, mg-A/L.

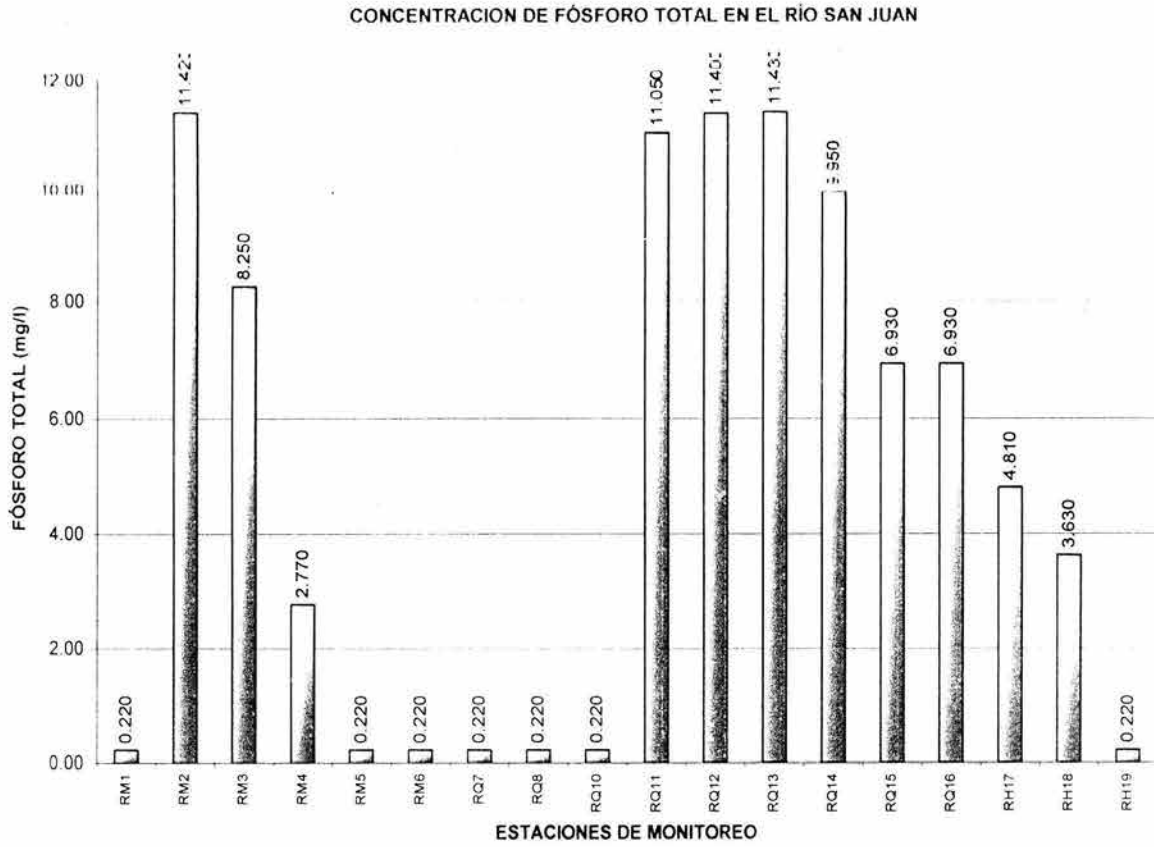


Gráfica IV.24. Calibración de Fósforo Disuelto

CONCENTRACIÓN DEL FÓSFORO TOTAL EN EL RÍO SAN JUAN

Las formas más frecuentes en las que se encuentra el fósforo en el agua son como ortofosfatos, polifosfato y fósforo orgánico. Los derivados del P son utilizados como fertilizantes, en las formulaciones de detergentes, en el control de la corrosión en sistemas de abastecimiento, etc. además aparece como componente normal de las aguas residuales domésticas.

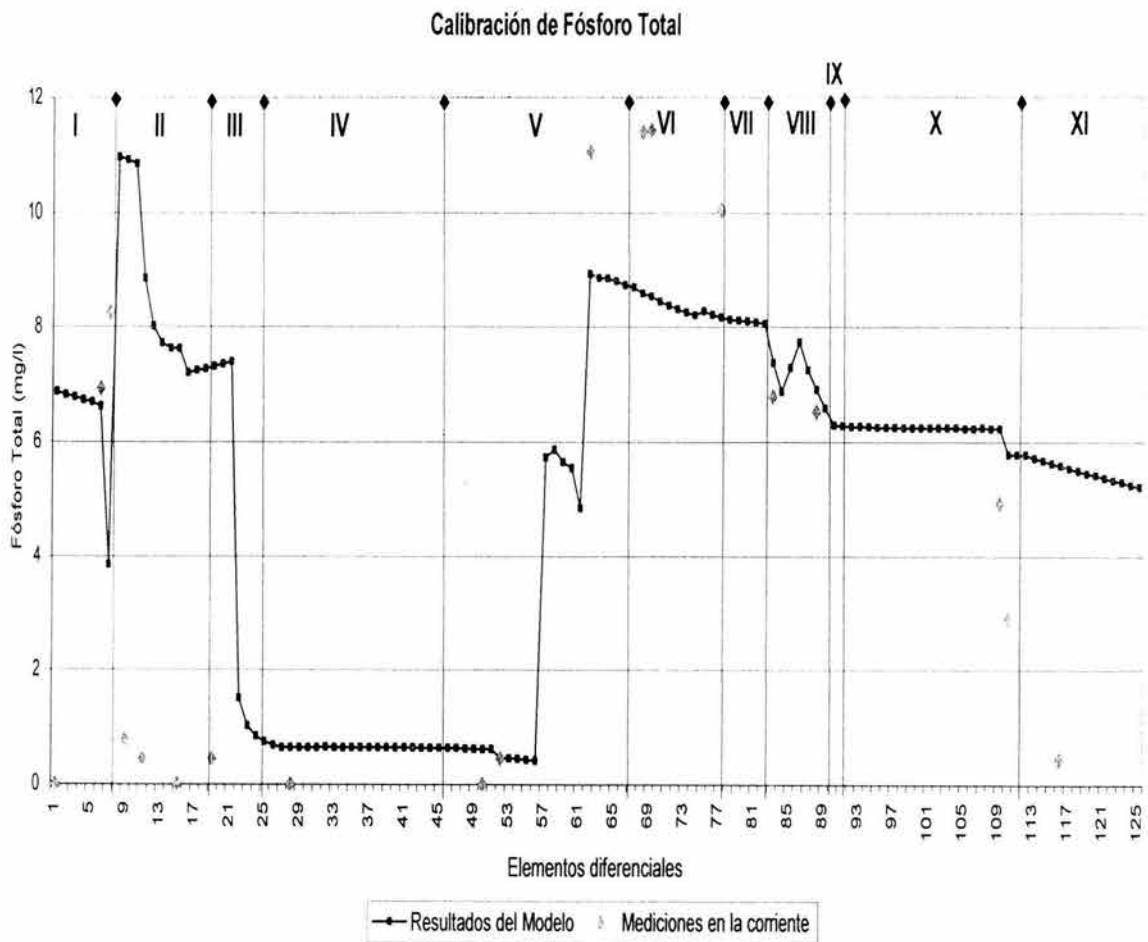
La presencia de fósforo en las aguas receptoras constituye un factor determinante en la eutrofización de lagos y corrientes.



Gráfica IV.25. Concentración de Fósforo Total en el Río San Juan

CALIBRACIÓN DE FÓSFORO TOTAL

Al terminar la calibración del fósforo orgánico y disuelto se termina de calibrar el fósforo total. La calibración del fósforo total se muestra en la gráfica IV.26.



Gráfica IV.26. Calibración de Fósforo Total

Conclusiones

El modelo QUAL2E es aplicable a corrientes que estén bien mezcladas. Asume que los principales mecanismos de transporte, advección y dispersión, son significativos solamente en la dirección principal del flujo (eje longitudinal del canal o corriente). Permite la entrada de descargas de agua múltiples, aprovechamientos, flujos tributarios e incrementos o decrementos de flujo. También tiene la capacidad de calcular los flujos de dilución necesarios para cumplir con un nivel determinado de oxígeno disuelto. Para resolver las ecuaciones de transporte de masa y reacción utiliza la herramienta de diferencias finitas; es decir, que divide al río en un número específico de elementos computacionales y para cada elemento realiza un balance hidrológico en términos de flujo, un balance de energía en términos de temperatura, y un balance de materia en términos de concentración.

Índices altos de demanda bioquímica de oxígeno traen como consecuencia la eutroficación del medio ambiente acuático y la formación de condiciones anóxicas en el medio ambiente, causando que las bacterias aeróbicas utilicen compuestos orgánicos solubles en su mayoría como nutrientes (procesos de oxidación aeróbica), consumiendo el oxígeno presente en el agua durante este proceso.

La producción acelerada de compuestos orgánicos debido a la eutroficación o a la descarga de tóxicos consumidores de oxígeno, analizados como DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y DQO (demanda química de oxígeno), a un cuerpo de agua que actúe como receptor, puede resultar en una falta de oxígeno en esta agua y ayudar a la formación de sulfuro de hidrógeno (H_2S).

El aspecto fundamental de la contaminación por compuestos orgánicos es la disminución del oxígeno disuelto como consecuencia de su consumo para los procesos de degradación de los contaminantes. En el caso de la contaminación por compuestos inorgánicos el resultado más importante depende de su efecto tóxico, aunque también existen compuestos inorgánicos que ejercen una gran demanda de oxígeno.

Las fuentes contaminantes con origen en la agricultura y ganadería, tienen su incidencia en las aguas superficiales y subterráneas, y están compuestas de materias orgánicas e inorgánicas, en las que se incluyen compuestos como el fósforo o nitrógeno, los cuales demandan gran cantidad de oxígeno. Estos compuestos suelen proceder de la erosión de tierras de cultivo, que tienen depositados en parte residuos fertilizantes y de naturaleza animal, estos últimos transportadores en ocasiones de organismos patógenos.

Los efectos tóxicos directos de las distintas formas del Nitrógeno son variables: el nitrógeno amoniacal no tiene efectos apreciables sobre la salud salvo a altas concentraciones. Tanto los nitratos y los nitritos como el amonio, son causantes de la eutroficación.

La presencia de fósforo en las aguas receptoras constituye un factor determinante en la eutroficación de lagos y corrientes.

Todo lo anterior indica que los parámetros mencionados tienen una relación con el Oxígeno Disuelto, el cuál es muy importante para que se puedan llevar a cabo las reacciones químicas de los compuestos no conservativos.

Es importante tener en cuenta que en cada ecuación diferencial, se tienen constantes de degradación velocidad para que se desarrollen las reacciones químicas y se pueden manipular, estas constantes a su vez están relacionadas principalmente con el oxígeno disuelto.

Es muy importante empezar la calibración con el gasto hidráulico y posteriormente empezar con el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, ciclo del nitrógeno, ciclo del fósforo, los parámetros anteriormente mencionados están relacionados por medio del oxígeno disuelto, es por eso que la manipulación de las constantes de velocidad para que se lleve a cabo cualquier reacción química altera la calibración de los demás parámetros, otra fuente de aportación de concentración de los parámetros es el bentos, ésta fuente incrementa la concentración del parámetro.

El Modelo Matemático de Calidad del Agua (QUAL2E), se puede operar en condiciones anaerobias y aerobias, cuando la concentración de Oxígeno Disuelto en una corriente cae por debajo de un nivel objetivo, es posible elevar ésta concentración aumentando el flujo de la corriente. El modelo aumenta el flujo de la corriente después de que se han alcanzado las condiciones de estado estacionario, compara la concentración de oxígeno disuelto simulado con el nivel objetivo previamente especificando en cada tramo.

Debido a la escasa literatura técnica existente, esta tesis servirá como apoyo para elaborar estudios de clasificación de corrientes en México y como material didáctico para la asignatura de contaminación del agua que se imparte a los alumnos de Ingeniería Civil de la Facultad de Ingeniería de la UNAM.

BIBLIOGRAFÍA

Libros

Alba B. Vázquez González, Enrique César Valdez
Impacto Ambiental
Facultad de Ingeniería, UNAM. 1994

Ernesto Murguía Vaca
Evaluación, efectos y solución de la contaminación del agua
Editado por el autor

Gilberto Sotelo Ávila
Hidráulica General
Editorial LIMUSA. 1995

Metcalf Leonard, Eddy Harrison
Tratamiento y depuración de las aguas residuales
Editorial Labor. 1981

Tebbutt
Fundamentos de control de la calidad del agua
Editorial LIMUSA

Turk, Wittes
Ecología, contaminación, medio ambiente
Editorial Interamericana. 1973

Walter A. Castagnino
Contaminación de agua. Modelos y control
Organización Panamericana de la Salud. Serie técnica No. 20

Leyes y Reglamentos

Declaratoria de Clasificación del Río Lerma
Diario Oficial de la Federación del 1o. de abril de 1996

Ley de Aguas Nacionales
Diario Oficial de la Federación del 1o. de diciembre de 1992

Criterios

Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CECCA-001/89

Norma

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996
Establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes
en las Descargas Residuales en Aguas Y Bienes Nacionales
