



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS
FACULTAD DE INGENIERÍA
CAMPUS I



“ MODELO MATEMÁTICO DE CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO GRIJALVA ”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN INGENIERÍA CIVIL CON
FORMACIÓN EN CALIDAD DEL AGUA

P R E S E N T A

YELSY GABRIELA VÁZQUEZ JUÁREZ D110109

DIRECTOR DE TESIS

DR. OMAR ANTONIO DE LA CRUZ COURTOIS

TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS; AGOSTO DE 2022



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS
FACULTAD DE INGENIERÍA C.I



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
17 de agosto del 2022
Oficio No. F.I.01.1366/2022

C. YELSY GABRIELA VÁZQUEZ JUÁREZ
ALUMNA DE LA MAESTRÍA EN INGENIERÍA
CON FORMACIÓN EN CALIDAD DEL AGUA
PRESENTE.

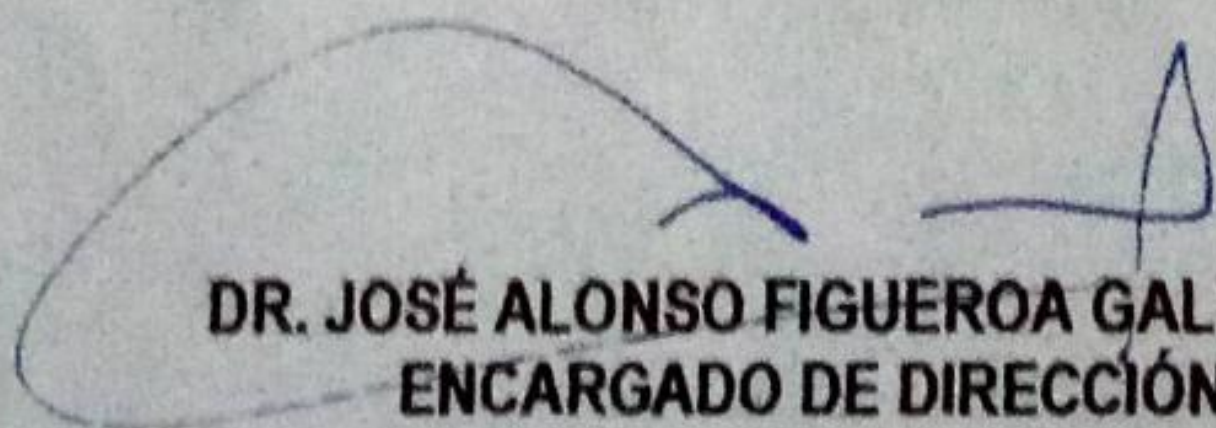
Con base en el Reglamento de Evaluación Profesional para los egresados de la Universidad Autónoma de Chiapas, y habiéndose cumplido con las disposiciones en cuanto a la aprobación por parte de los integrantes del jurado en el contenido de su Tesis Titulada:

"MODELO MATEMÁTICO DE CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO GRIJALVA".

CERTIFICO el **VOTO APROBATORIO** emitido por este jurado, y autorizo la impresión de dicho trabajo para que sea sustentado en su Examen Profesional para obtener el grado de Maestra en Ingeniería con formación en Calidad del Agua.

Sin otro particular, reciba un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR LA CONCIENCIA DE LA NECESIDAD DE SERVIR"


DR. JOSÉ ALONSO FIGUEROA GALLEGOS
ENCARGADO DE DIRECCIÓN



Cep. Dra. Daisy Escobar Castillejos, Coordinadora de Investigación y Posgrado, Facultad de Ingeniería, UNACH.
Archivo/minutario
JAFG/DEI/cpg

Teléfonos: (961) 61 7 80 00 ext. 5363 (961) 61 5-03-22 ext. 101 www.ingenieria.unach.mx

Boulevard Belisario Domínguez, Km 1081, Sin Número | Terán, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. C.P. 29060 | www.unach.mx



Código: FO-113-05-05

Revisión: 0

CARTA DE AUTORIZACIÓN PARA LA PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DE LA TESIS DE TÍTULO Y/O GRADO.

El (la) suscrito (a) Yelsy Gabriela Vázquez Juárez,
Autor (a) de la tesis bajo el título de "Modelo matemático de caudal de
agua en el río Grijalva".

presentada y aprobada en el año 20____ como requisito para obtener el título o grado de Maestría en Ingeniería Civil opción: Caudal de Agua, autorizo a la Dirección del Sistema de Bibliotecas Universidad Autónoma de Chiapas (SIBI-UNACH), a que realice la difusión de la creación intelectual mencionada, con fines académicos para que contribuya a la divulgación del conocimiento científico, tecnológico y de innovación que se produce en la Universidad, mediante la visibilidad de su contenido de la siguiente manera:

- Consulta del trabajo de título o de grado a través de la Biblioteca Digital de Tesis (BIDITE) del Sistema de Bibliotecas de la Universidad Autónoma de Chiapas (SIBI-UNACH) que incluye tesis de pregrado de todos los programas educativos de la Universidad, así como de los posgrados no registrados ni reconocidos en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad del CONACYT.
- En el caso de tratarse de tesis de maestría y/o doctorado de programas educativos que sí se encuentren registrados y reconocidos en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), podrán consultarse en el Repositorio Institucional de la Universidad Autónoma de Chiapas (RIUNACH).

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas; a los 19 días del mes de septiembre del año 2022.

Yelsy Gabriela Vázquez Juárez
Nombre y firma del Tesista o Tesistas

Gracias a Dios.

Gracias a mi familia.

Gracias Doctor Omar por su paciencia,
confianza y apoyo incondicional por la
culminación de esta tesis.

Índice

1. Introducción	8
2. Descripción del problema	14
2.1. Planteamiento del problema	14
2.2. Justificación	14
2.3. Hipótesis	16
2.4. Antecedentes	16
2.4.1. Modelo WASP	16
2.4.2. Modelo EPD-RIV1	16
2.4.3. Modelo MIKE 11	17
2.4.4. BLTM	17
2.4.5. Modelo QUAL	18
2.4.6. Sistemas lineales no acoplados	19
2.5. Objetivos	20
3. Conceptos de hidráulica	21
3.1. Obras hidráulicas	21
3.1.1. Presas	21
3.1.2. Infraestructura agrícola	24
3.1.3. Infraestructura de agua potable y alcantarillado	27
3.1.4. Tratamiento y reúso del agua	33
3.2. Usos del Agua	35
3.3. Gestión del agua	35
3.4. Fuentes de contaminación	41
3.4.1. Contaminación atmosférica	43
3.4.2. Contaminación del agua	43
3.4.3. Contaminación del suelo	45
3.4.4. Índices e indicadores ambientales	45
3.4.5. Aguas residuales	46
3.5. Características de las aguas residuales	48
4. Balance hidráulico de cuencas	52
4.1. Ciclo hidrológico	52
4.1.1. Fases del ciclo hidrológico	52
4.1.2. Cuenca hidrológica	53
4.1.3. Características fisiográficas de la cuenca y el cauce	54
4.2. Balance Hidráulico	55
4.3. Métodos para determinar el volumen medio anual	56
4.3.1. Método directo: Registros hidrométricos	57
4.3.2. Métodos indirectos: precipitación-escorrimento	57
4.3.3. Estimación del escurrimento aguas abajo	58
4.4. Distribución de las demandas aguas arriba	59
4.4.1. Determinación de los volúmenes disponibles en cada subcuenca	60

4.4.2.	Metodología de un balance hidráulico	61
4.4.3.	Matriz de balance hidráulico	62
4.5.	Aprovechamiento de recursos hídricos	63
4.5.1.	Fases del ciclo hidrológico	64
4.5.2.	Características fisiográficas	66
4.5.3.	Disponibilidad de agua superficial	71
4.6.	Fórmulas del balance hidráulico	74
4.6.1.	Fórmula de Coutagne	74
4.6.2.	Fórmulas de Turc	75
4.6.3.	Método de Langbein	76
4.6.4.	Método de Smith	77
4.6.5.	Método del coeficiente de escurrimiento	79
5.	Métodos matemáticos de calidad del agua	82
5.1.	Ecuaciones fundamentales	83
5.1.1.	Tipos de modelos matemáticos	84
5.1.2.	Cinética de reacciones	86
5.1.3.	Reacciones biológicas	90
5.1.4.	Expresiones de Menten-Michaelis	96
5.2.	Modelos en lagos y embalses	99
5.2.1.	Morfometría y batimetría	99
5.2.2.	Estado estacionario	104
5.2.3.	Estado no estacionario	109
5.2.4.	Eutroficación y nutrientes	110
5.3.	Modelos de calidad del agua a partir de datos de campo e imágenes sate- lites	116
5.3.1.	Limitaciones y ventajas	118
6.	Metodología	119
6.1.	Calidad del agua	119
6.1.1.	Criterios para la toma de muestras	119
6.1.2.	Caracterización del agua	120
6.1.3.	Regiones hidrológicas administrativas	127
6.2.	Aplicación del modelo matemático	139
6.2.1.	Cálculo de constantes y coeficientes	140
7.	Resultados	146
7.1.	Carga remanente	146
7.1.1.	Cálculo de la carga remanente.	147
7.2.	Capacidad de asimilación y dilución	153
7.2.1.	Cálculo del déficit de oxígeno	156
7.2.2.	Cálculo del tiempo crítico	157
7.2.3.	Cálculo de la carga orgánica crítica	158
7.2.4.	Cálculo de la carga orgánica futura	161

ÍNDICE

4

8. Conclusiones y recomendaciones

170

Índice de figuras

1.	Componentes de una presa	22
2.	Infraestructura agrícola. Fuente: Google Imágenes.	26
3.	Distritos de riego (Cisneros, 2016)	27
4.	Ciclo Urbano del Agua (Ordóñez, 2011)	28
5.	Sistemas de Alcantarillado (Plascencia, 2014)	28
6.	Sistemas de Alcantarillado en Planta (Plascencia, 2014)	29
7.	Sistemas de Alcantarillados, Red de atarjeas (Plascencia, 2014)	29
8.	Plantas potabilizadoras en el estado de Chiapas (Rodríguez, 2016)	31
9.	Principales fuentes de contaminación atmosférica [López, 2000]	43
10.	Ejemplos de fuentes y tipos de contaminación del suelo [Marañón y López, 2008]	46
11.	Análisis de agua residual doméstica. Fuente: Elaboración propia.	48
12.	Parámetro K de acuerdo al uso de suelo	79
13.	Gráfica de concentración contra tiempo para una reacción de orden cero (izquierdo) y primer orden (derecha)	88
14.	Ciclo natural de la producción y descomposición orgánica	91
15.	Concentración inicial en función del tiempo	93
16.	Ciclo del nitrógeno en aguas naturales	95
17.	Tasa de crecimiento μ como función de la concentración del sustrato S	99
18.	Tipos de lago de acuerdo con su origen	100
19.	Zonas típicas de un lago	102
20.	Ejemplo de mapa batimétrico	102
21.	Procedimiento para obtener la morfometría de un lago o embalse	103
22.	a) Curva área-profundidad y b) curva volumen-profundidad	103
23.	Esquemas comparativos del movimiento del agua en un lago natural y en un lago artificial	104
24.	Esquemas típicos de segmentación utilizados para lagos y embalses	106
25.	Esquemas típicos de segmentación utilizados para lagos y embalses estratificados	107
26.	Hidrograma de entradas y salidas en un tiempo determinado	109
27.	Proceso de eutoficación de un lago	111
28.	Formas de fósforo que se encuentran en aguas naturales (González-Espinoza, 2014)	113
29.	Formas de nitrógeno que se encuentran en aguas naturales (Günter, 2012)	114
30.	Formas de carbono que se encuentran en aguas naturales (Jiménez y Chávez, 2000)	116
31.	Principales bandas del espectro electromagnético usadas en PR (Laino, 2016)	117
32.	Clasificación de las aguas (parte 1) (CONAGUA, 2011)	122
33.	Clasificación de las aguas (parte 2) (CONAGUA, 2011)	123
34.	Clasificación de las aguas (parte 3) (CONAGUA, 2011)	124
35.	Valores máximos permisibles de sustancias tóxicas (mg/l) (CONAGUA, 2011)	126

36.	División geográfica de las gerencias regionales. Fuente: Estadísticas del Agua, CONAGUA, 2004	127
37.	Calidad del agua superficial por año de DBO5 y porcentaje en la Región Hidrológica Administrativa XI. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	128
38.	Calidad del agua superficial por año de DQO y porcentaje en la Región Hidrológica Administrativa XI. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	129
39.	Calidad del agua superficial por año de SST y porcentaje en la Región Hidrológica Administrativa XI. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	130
40.	Calidad del agua superficial por año de DBO5 y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	131
41.	Calidad del agua superficial por año de DQO y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	132
42.	Calidad del agua superficial por año de SST y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	132
43.	Calidad del agua superficial por año de coliformes fecales y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	133
44.	Calidad del agua superficial por año de Sólidos Disueltos Totales y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	134
45.	Carga contaminante total. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	135
46.	Calidad del agua (Parte 1). Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	136
47.	Calidad del agua (Parte 2). Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.	136
48.	Resultados (parte 1). Fuente: Elaboración propia	137
49.	Resultados (parte 2). Fuente: Elaboración propia	137

50.	Carga orgánica del efluente. Fuente: Elaboración propia	137
51.	Valores de K y de la DBO última para series de pruebas de la DBO por 1, 2, 3, 4 y 5 días. Fuente: Elaboración propia	141
52.	Temperatura y K_D	144
53.	Distancia y tiempo de recorrido	145
54.	Cuadro resumen de carga remanente	153
55.	Carga total	154
56.	Tabla de valores para el factor de autopurificación	155
57.	Resultados del déficit de oxígeno	156
58.	Resultados de déficit crítico	157
59.	Resultados del tiempo crítico	158
60.	Resultados del tiempo de recorrido	159
61.	Resumen de carga orgánica	159
62.	Carga orgánica en el efluente	160
63.	Carga remanente futura	166
64.	Carga total	167
65.	Cuadro resumen de carga orgánica	168
66.	Carga orgánica en el efluente	169

1. Introducción

El agua hoy y siempre ha sido considerada como uno de los elementos esenciales para el desarrollo de la vida tal como la conocemos. Sin embargo, el alto crecimiento de la población en el planeta lleva consigo un incremento proporcional en la demanda de este elemento; razón por la cual día tras día el hombre centra su preocupación en la procura de garantizar el suministro del preciado líquido a las diferentes comunidades. A la hora de garantizar el suministro de este recurso, además de requerirse en unas cantidades apropiadas, se deben considerar condiciones mínimas de calidad, dependiendo del uso que se le pueda dar al recurso (Akar y Domínguez, 2008).

En los diferentes países, se cuenta con entidades encargadas de regular y emitir políticas orientadas hacia la regulación de la calidad del recurso; para ello se debe estudiar con antelación las diferentes variables que hacen parte de la calidad del agua, lo que implica la realización de campañas de muestreo, que permitan conocer la concentración de los diferentes contaminantes o compuestos analizados en una corriente dada. La realización de campañas de calidad no siempre se constituye en la medida más apropiada puesto que las condiciones altamente cambiantes de la composición del agua hacen poco operativa esta alternativa. Es esta una razón por la cual se recurre a modelos matemáticos, los cuales permiten evaluar de forma adecuada el comportamiento de la calidad del agua en una corriente natural. Adicionalmente los modelos permiten la creación de escenarios a futuro, fundamentales para la planeación y gestión apropiada de los recursos naturales (Agamben, 2010).

Los modelos matemáticos habitualmente empleados para la modelación, son frecuentemente de tipo no lineal, debido a la naturaleza misma de los procesos que se pretenden emular. Las expresiones matemáticas usualmente empleadas en la modelación de sistemas naturales son las ecuaciones diferenciales parciales, que resultan de aplicar el principio de conservación de masa, empleado en la modelación de la calidad del agua; esto implica que para la modelación matemática apropiada de la calidad del agua, se deben plantear sistemas de ecuaciones diferenciales no lineales acopladas (Almeyra, 2014).

Debido a la imposibilidad o complejidad que en ocasiones representa la solución analítica de las ecuaciones diferenciales (en especial las de orden superior) y además, por tratarse de medios heterogéneos y anisotrópicos, es común el recurrir a métodos numéricos para encontrar una solución aproximada de las ecuaciones y realizar una discretización del sistema a modelar. Entre los métodos numéricos que habitualmente son usados para resolver ecuaciones diferenciales aparecen las diferencias finitas; esta técnica relativamente sencilla, permite obtener soluciones aproximadas, las cuales pueden considerarse soluciones satisfactorias de la solución analítica de una ecuación diferencial. Al tratar de resolver los sistemas de ecuaciones diferenciales no lineales acoplados con la técnica numérica anteriormente citada, se obtienen sistemas de ecuaciones algebraicas no lineales acopladas. Para resolver este tipo de sistemas de ecuaciones es

común recurrir a métodos iterativos convencionales, los cuales se pueden dividir en métodos de gradiente y métodos metaheurísticos (Alvarado, 2014).

En los primeros, resultan sistemas de ecuaciones que suelen plantearse como matrices de jacobianos, lo cual impone un estudio profundo de la naturaleza del proceso de modelación. No obstante, las técnicas de gradiente son frecuentemente utilizadas para la solución de sistemas de ecuaciones no lineales, debido a que estas técnicas en ocasiones pueden presentar problemas de convergencia en la solución. En los segundos, se pueden considerar técnicas de amplia difusión y reconocimiento a nivel mundial, entre los cuales se pueden citar: algoritmos genéticos, colonias de hormigas, amoeba, etc., las cuales se basan en la evaluación de la función objetivo planteada, permitiendo mediante evoluciones sucesivas encontrar valores apropiados para el objetivo deseado. En la aplicación de los modelos tradicionales, por tratabilidad matemática y eficiencia en los recursos computacionales, usualmente se recurre a técnicas de linealización de los sistemas de ecuaciones u omitir las no linealidades que surgen de las relaciones entre los diferentes componentes de la calidad del agua (Apha, 1998).

Por otra parte, las personas encargadas de la administración y gestión del recurso agua no siempre cuentan con un perfil técnico adecuado, que les permita la implementación apropiada de dichos modelos matemáticos. Surge entonces la necesidad de desarrollar herramientas que hacen uso de dichos modelos matemáticos y permiten la evaluación de la calidad de agua, constituyéndose en una herramienta de soporte para la toma de decisiones, por parte de los administradores de los recursos. En la actualidad existen un sin número de herramientas computacionales, empleadas para modelar la calidad del agua en corrientes naturales. Producto de la complejidad que involucra la modelación de la calidad del agua, la mayoría de estas herramientas presentan limitaciones y restricciones para su implementación en la modelación (Babbit y Harold, 1975).

Uno de los objetivos principales que se pretende llegar con la modelación de la calidad del agua es adquirir la habilidad para predecir con cierto grado de certeza la calidad del agua, en diferentes sectores a lo largo de un tramo de río. En la actualidad existen diversos modelos matemáticos desarrollados con la finalidad de estudiar el comportamiento de un determinado contaminante o un grupo de éstos a lo largo de una corriente natural. Comúnmente, la selección del modelo a implementar depende de la disponibilidad de información con que se cuenta, el propósito de la modelación y los procesos a modelar; esta condición implica que no siempre un modelo puede aplicarse en el estudio de la calidad del agua en una corriente en particular. Como es bien sabido, la modelación de un sistema natural comúnmente es realizada mediante la implementación de modelos matemáticos; en la actualidad diversas instituciones han invertido recursos en el desarrollo de herramientas matemáticas, que permitan estudiar fenómenos naturales complejos, como es la modelación de la calidad del agua en corrientes naturales (Bastidas y García, 2005).

Entidades como la Agencia de Protección Ambiental (EPA), perteneciente al gobierno de los Estados Unidos ha desarrollado una serie de modelos matemáticos, mediante

los cuales se puede estudiar el comportamiento de la calidad del agua en una fuente natural. Entre los modelos desarrollados por esta entidad se pueden mencionar WASP (Water Quality Analysis Simulation Program), EPD-RIV1, QUAL2K, entre otros. Otras instituciones de reconocimiento internacional también se han preocupado por el estudio y desarrollo de este tipo de herramientas, tal es el caso del Instituto de Hidráulica Danés (Danesh Hydraulic Institute, DHI), quien en 1999 desarrolló el modelo MIKE11. En el DHI han desarrollado una familia de programas conocidos genéricamente con el nombre de MIKE. Otro de los modelos conocidos es el BLTM (Branched Lagrangian Transport Model), desarrollado por el Servicio de Uso y Conservación de Suelos de los Estados Unidos (USGS) (Benavides, 2011).

La implementación de modelos matemáticos se constituye en una herramienta fundamental para poder estimar el comportamiento de un contaminante que es vertido en un cuerpo de agua. Toda modelación debe estar enmarcada en un número finito de pasos ordenados, los cuales permiten dicha modelación mediante una serie lógica secuencial de acciones encaminadas hacia la búsqueda de un resultado con la calidad esperada. Generalmente la modelación de la calidad del agua es precedida de una modelación hidrodinámica, que permite la estimación de características o parámetros hidráulicos, tales como: velocidad, profundidad de flujo, velocidad de corte, coeficientes de dispersión, etc., los cuales son básicos para la modelación de la calidad, dado que ésta depende de la hidrodinámica del flujo y por la tanto las ecuaciones de difusión y transporte de materia están asociadas a las de hidrodinámica (Bjorklund et al., 2017).

Una vez concluida la modelación hidráulica, el proceso de modelación continua con la estimación del contaminante o conjunto de contaminantes que son de interés para el modelador. Para la ejecución de este proceso, cuando se estudian corrientes naturales y en general en canales, se debe identificar y clasificar los tipos de sustancias a analizar, dependiendo si son o no conservativas (aquellas químicas o bioquímicamente reactivas). Entre las variables no conservativas que representan mayor interés para la calidad del agua en un río se pueden mencionar (Borbolla et al., 2003):

- Oxígeno disuelto.
- Demanda Bioquímica de Oxígeno lenta (L_s).
- Demanda Bioquímica de Oxígeno rápida (L_f).
- Fósforo inorgánico (F_i).
- Fósforo orgánico (F_o).
- Nitrógeno amoniacal (n_a).
- Nitrógeno nitrato (n_n).
- Nitrógeno orgánico (n_o).
- Detritos (m_0).

- Fitoplancton (K).
- Algas de fondo (A_b).
- Patógenos (P_{at}).
- Temperatura (T).

Por otra parte, los componentes conservativos (que no cambian o reaccionan en el proceso de modelación) que suelen moderarse por considerarse de interés son:

- Sedimentos (S).
- Sólidos disueltos (S_d).
- Metales (Pb, Cu, Cr, Cd).

Cuando se estudia la calidad del agua, entre los componentes no conservativos, uno de los que representa mayor interés para su modelación dada la importancia que éste representa en cualquier hidrosistema es el Oxígeno Disuelto; su presencia o ausencia fue modelada por primera vez por Streeter y Phelps en 1925. La concentración del oxígeno en un río está en función del tiempo y del espacio, y a su vez depende de una serie de parámetros y componentes presentes en la fuente que es analizada. Al igual que el oxígeno disuelto, la concentración de la mayoría de los componentes no conservativos está condicionada por una serie de parámetros y por la presencia de otros componentes, los cuales en ocasiones se constituyen en fuentes o sumideros del indicador analizado. Cuando se estudia la concentración de un determinado componente de la calidad del agua con otras sustancias presentes en el agua se observa, que en múltiples ocasiones esa interrelación (fuentes o sumideros), entre las diferentes variables se presenta como funciones no lineales de las concentraciones de los contaminantes (Bryan, 1992).

En un proceso de modelación de la calidad del agua y en el caso particular que se trata en diversos proyectos, el objetivo esencial de la modelación es conocer el comportamiento (variación de la concentración) de un contaminante en diferentes sectores del hidrosistema que se está modelando; en casos particulares, el sistema en estudio consiste en un tramo de río y lo que se desea conocer es el valor de la concentración de una variable o componente de la calidad del agua en diferentes sitios del cauce en estudio. Una vez que se ha definido el objeto a modelar e identificando el hidrosistema de interés, se procede a realizar las simplificaciones de la realidad compleja que se desea modelar, siempre y cuando se conserven los aspectos esenciales del sistema en estudio, abstrayendo las características principales. En el caso de un río, este sistema continuo se discretiza en un conjunto finito de elementos, con características hidráulicas homogéneas. Otro aspecto relevante en la implementación del modelo conceptual es la selección de los indicadores de calidad que son claves en el proceso de modelación (CO-NAGUA, 2011).

Es importante aclarar que en la naturaleza no siempre se presentan las mismas condiciones físicas, químicas y bacteriológicas en las corrientes de agua, pues cada una de

ellas observa características diferentes y complejas, lo que motiva que se analicen en forma particular, contemplando aspectos importantes como velocidad de la corriente de agua, hidrología, climatología, aprovechamientos existentes, origen y tipo de las descargas de aguas residuales, entre otros factores. Los trabajos de modelación matemática no pretenden ser trabajos generalizados de saneamiento ambiental, sino más bien, bases para analizar la contaminación de agua en una corriente (CONAGUA, 2011).

Por otro lado, las crecientes demandas de agua que exigen el desarrollo industrial, agrícola, económico y tecnológico del país, hace que en múltiples cuerpos de agua estas demandas ocasionen problemas entre los diversos usos, como son el doméstico, urbano, agrícola, industrial, etc., de aquí que sea necesario aprovechar óptimamente el recurso de que se dispone para solucionar el problema más inmediato y urgente, que es el de proteger, controlar y conservar dicho recurso en condiciones de calidad tales que permitan los usos legítimos que el hombre puede darle. Esto conlleva la necesidad de conocer el comportamiento de la calidad del agua, de todos y cada uno de los cuerpos receptores de la República Mexicana y de los distintos factores que de alguna manera, incidan en su contaminación o lleguen a contaminarla. Sin embargo, la lucha contra la contaminación no debe ser un freno para nuestra industrialización y crecimiento; las experiencias en los países desarrollados que han adoptado medidas para la prevención y control de la contaminación del agua, nos indican que es compatible el desarrollo de una nación con la adopción de medidas técnicas y jurídicas que eviten la degradación de sus cuerpos de agua (CONAGUA, 2021).

Todo lo anterior motiva el desarrollo de estudios de calidad del agua de diversos ríos, para conocer las consecuencias y alteraciones que un efluente puede ocasionar a lo largo de su trayectoria al llevar carga orgánica contaminante, y de esta manera, se pueda aplicar un modelo matemático establecido para analizar su comportamiento y estar en posibilidad de dar alternativas de control, prevención y saneamiento de la corriente del agua. En el presente trabajo se aplicó el modelo matemático planteado por Streeter y Phelps, así como la clasificación de cuerpos receptores, como conjunto de actividades encaminadas a conocer el comportamiento de la calidad del agua, de las corrientes sometidas a la acción de una carga orgánica contaminante y destinadas a un uso determinado a lo largo de su recorrido. Como finalidad, fue determinar los criterios técnicos y los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos de calidad que deben reunir las descargas de aguas residuales, que se viertan directa o indirectamente a algún cuerpo receptor de acuerdo a su capacidad de asimilación y dilución, de tal forma, que se mantenga la calidad necesaria en el agua para los usos que de ellos haga (Di Rienzo et al., 2015).

El trabajo de tesis se organizó de la siguiente manera. En el capítulo 1 se da una introducción de la problemática de la calidad del agua y los parámetros de interés en su estudio y monitoreo. También se enfatiza la factibilidad de abordar este tema por medio de modelos matemáticos que permitan predecir el comportamiento de los contaminantes a lo largo de un efluente.

En el capítulo 2 se da la descripción del problema de la calidad del agua. Se plantea la

justificación de este trabajo, así como la hipótesis y el estado de arte previo sobre el área de modelos matemáticos de calidad del agua. También se dan a conocer los objetivos de este trabajo de tesis.

En el capítulo 3 se mencionan los conceptos fundamentales de hidráulica necesarios para entender el comportamiento de un efluente. Se estudian en primer lugar las obras hidráulicas y su clasificación, tales como presas, infraestructuras agrícolas, infraestructuras de agua potable y alcantarillado y plantas de tratamiento y reúso de agua. Con estos conceptos, se definen los distintos usos de agua, así como su gestión operativa. Finalmente, en este capítulo se enumeran las distintas fuentes de contaminación, el concepto de agua residual y sus características principales.

En el capítulo 4 se describe el ciclo hidrológico del agua, desde sus fases hasta las características fisiográficas que componen a una cuenca y a un cauce. Además se analizan los diferentes métodos para determinar el volumen medio anual, como parte de un balance hidráulico. Apartir de la distribución de las demandas aguas arriba se estudia el aprovechamiento de recursos hídricos y la disponibilidad del agua superficial. En la última sección se estudian las diferentes fórmulas del balance hidráulico, tales como la de Coutagne, turc, Lanbein, Smith y el método del coeficiente de escurrimiento.

En el capítulo 5 se estudian los diferentes modelos matemáticos de la calidad del agua a partir de sus ecuaciones fundamentales; con los tipos de modelos matemáticos, se involucran los conceptos de la cinética de reacciones, así como las reacciones biológicas. Se describen algunos de los modelos más utilizados en lagos, embalses ríos desde un enfoque morfométrico y batimétrico. Se divide el estudio en el caso estacionario y el caso no estacionario para dar lugar al proceso de eutroficación y descomposición de nutrientes. En la última sección se comenta brevemente la incorporación de los modelos satelitales en el análisis de la calidad de efluentes.

En el capítulo 6 se describe el lugar de estudio, el cual es el río Grijalva. Se enumeran las características fisiográficas de la cuenca y el cauce, y se dan a conocer sus componentes hidráulicas e hidrológicas que intervienen en un balance hidráulico, para dar las bases de los cálculos de calidad del agua.

En el capítulo 7 se detalla la metodología que se empleó en el presente estudio. Se describen los criterios utilizados para la tomade muestras, así como la caracterización del agua. Luego se analizan las regiones hidrológicas administrativas del país, para dar paso al cálculo de constantes y coeficientes a partir de las ecuaciones matemáticas propuestas.

En el capítulo 8 se dan a conocer los resultados del modelo. Se calcula la carga remanente del efluente, así como la capacidad de asimilación y dilución. Se realiza el cálculo del déficit de oxígeno, el cálculo del tiempo crítico, el cálculo de la carga orgánica crítica y la carga orgánica futura.

2. Descripción del problema

2.1. Planteamiento del problema

La calidad del agua se relaciona de forma directa con la vida de las poblaciones rurales, especialmente en lugares donde el abastecimiento se realiza de forma directa de los escurrimientos superficiales o donde se depende del recursos hídrico para actividades de pesca y recreación. La calidad del agua es relevante, para determinar su uso, además de que es un indicador del manejo y de la contaminación. Las variables de calidad de agua permiten tener una visión de un momento determinado, y sirven como línea base para observar los cambios o tendencias en las cuencas. A nivel mundial las cuencas experimentan un declive en su calidad de agua, debido a sus niveles de sedimentación, sales y nutrientes. En los ríos Grijalva y Usumacinta escurre alrededor del 35 % del total del agua dulce de México. Pero las comunidades rurales asentadas sobre estos ríos viven en condiciones de pobreza extrema, con grave deterioro de los recursos naturales y acceso limitado a agua de buena calidad (Galdos y Carmona, 2017).

La combinación de varios factores biofísicos, sociales y ambientales genera un alto grado de vulnerabilidad a los desastres ocasionados por eventos como deslizamientos e inundaciones; además en la región hay gran interés por los recursos mineros, actividad que puede causar daños irreversibles al medio ambiente. Varios estudios que analizan la calidad del agua en la cuenca del Grijalva se concentran en la parte baja de la cuenca, en las zonas urbanas o en ríos principales, donde el monitoreo es factible con mayor frecuencia, aunque comúnmente con pocos parámetros estudiados. Por otro lado, son escasos los estudios en las partes medias y alta de la cuenca; los parámetros de calidad del agua reflejan características del agua que pueden provocar efectos de distinto tipo sobre la salud humana y sobre los ecosistemas acuáticos, con diferentes grados de peligrosidad. Las concentraciones fuera de los rangos permisibles causan contaminación; por lo anterior, existen estudios que se realizan para tener una línea base de la calidad de agua en una sección del río Grijalva y algunos de sus tributarios (Galindo y Viqueira, 2007).

2.2. Justificación

La utilización de los recursos hidráulicos por el hombre está ligada a su existencia misma, ya que el agua es indispensable para la vida. La historia registra que aún las civilizaciones más antiguas buscaron sus asentamientos cerca de una corriente de agua, un manantial o un lago de agua dulce y conforme fue creciendo su población y tecnología ocuparon áreas cada vez más alejadas de estos abastecimientos llevandola por medio de canales o acueductos, o bien, perforando pozos en los mismos asentamientos y que se desarrollaron gracias a la disponibilidad del agua. En la actualidad, el crecimiento desmedido de la población, el manejo irresponsable del agua, la alteración del equilibrio hidrológico y las condiciones climatológicas han causado graves daños al ambiente manifestandose de diversas formas y en nuestro caso en una consecuente reducción

gradual o incremento excesivo de la disponibilidad del agua que hay en los ríos y lagos de donde el hombre deriva artificialmente el vital líquido para satisfacer sus necesidades personales (uso doméstico), para la producción de alimentos (uso agropecuario) y para el desarrollo de procesos económicos (uso industrial) (García, 2006).

Donde el agua no es desviada de sus fuentes de manera artificial, los escurrimientos superficiales y subterráneos que descargan hacia el mar o hacia la parte baja de una cuenca interna, constituyen el escurrimiento conocido como natural o virgen. Antes de que el hombre alterara el equilibrio ecológico para satisfacer sus necesidades, el escurrimiento virgen sustentaba a ecosistemas (por ello, la naturaleza puede ser visualizada como el primer y natural usuario del agua). Hasta el siglo XIX el aprovechamiento creciente del agua por el hombre con la consecuente reducción gradual de los escurrimientos naturales, en general, no causó daños graves al ambiente. Sin embargo, en el transcurso del siglo XX la derivación del agua para diversos usos creció de modo acelerado, especialmente durante su segunda mitad al grado de que ahora existen porciones importantes de la superficie continental del planeta, en las cuales el ambiente ha sufrido daños graves; en caso extremo, irreparables (García, 2015).

Los recursos hídricos aprovechables por el hombre tienen su origen en el ciclo hidrológico y específicamente en la precipitación pluvial, que al ocurrir sobre tierra firme, se divide en dos fracciones:

- Cerca del 70 % del volumen de agua precipitado retorna a la atmósfera por evaporación.
- La fracción complementaria escurre superficialmente por las redes de drenaje natural arroyos y ríos hasta desembocar al mar o a cuerpos interiores de agua, o se infiltra y circula a través de acuíferos, que a su vez descargan a cuerpos y cursos superficiales, a través de manantiales o subterráneamente al mar.

Además, se debe tener en cuenta que el agua constituye más de tres cuartas partes de la superficie terrestre; su volumen se distribuye en 97 % en el mar; del restante 3 %, el agua freática representa el 22 % y el 77 % es hielo, esto deja apenas el 1 % del total de agua dulce en el ciclo hidrológico, del que aproximadamente la mitad se encuentra en ríos, lagos y marismas. Por lo que es de suma importancia tomar conciencia de que sólo una fracción de los escurrimientos naturales, superficiales y subterráneos debe ser aprovechada por el hombre, ya que además de los requerimientos del ambiente, existen limitaciones de índole técnica que reducen aún más la proporción de los escurrimientos naturales aprovechables. Por lo que respecta a los escurrimientos naturales de una cuenca, cuya infraestructura de regulación ha sido plenamente desarrollada, en la mayoría de los casos no supera el 70 %, a la que hay que reducir los requerimientos del ambiente para determinar la cantidad de agua que puede destinarse a los diversos usos humanos (González et al., 2014).

Por otra parte, en nuestro país con bases en los estudios que ha realizado la Comisión Nacional del Agua, se ha detectado que en diversas regiones, entidades federativas

y localidades del país, los volúmenes de agua concesionados superan el escurrimiento y la recarga de los acuíferos, situación que genera escasez del recurso, conflictos entre los usuarios y diversos efectos perjudiciales. En estos días es de suma importancia la evaluación de los recursos hídricos mediante un balance hidráulico de las diferentes cuencas hidrográficas en que se divide el país o de alguna cuenca específica junto con un estudio completo y detallado cuyos resultados permitan un aprovechamiento, distribución y administración del agua y de esta forma ubicar las corrientes que producen inundaciones, las zonas favorables para la explotación del recurso, así como estimar el potencial hídrico para evitar una sobreexplotación en una determinada región (Guentzel et al., 2007).

2.3. Hipótesis

El modelo matemático de calidad del agua permite caracterizar la calidad del agua en una sección del río Grijalva y en algunos de sus afluentes en la época de lluvias y secas.

2.4. Antecedentes

2.4.1. Modelo WASP

El modelo WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) facilita al usuario la interpretación y predicción de la calidad del agua y su respuesta ante un fenómeno natural o ante una condición de origen antrópico. El WASP es un modelo que permite simular el comportamiento dinámico de un sistema acuático, incluyendo la columna de agua y los bentos. Este modelo permite analizar sistemas en 1, 2 y 3 dimensiones y para un variado número de contaminantes. En el modelo se considera la variabilidad temporal de los diferentes fenómenos o procesos analizados (advección, dispersión, cargas puntuales o difusas), condiciones presentes en las fronteras del modelo. El WASP también considera los aspectos hidrodinámicos y el transporte de sedimentos que pueden ser aportados por afluentes al cuerpo de agua analizado, considera parámetros como las profundidades, velocidades, temperatura, salinidad y los flujos de los sedimentos. El WASP ha sido utilizado para examinar la eutroficación en la bahía de Tampa, río Coosa, en el río Neuse y en el estuario de Potomac, evaluar la carga de fósforo en el lago Okeechobee y contaminación por metales pesados en el río Deep, en California del Norte (EPA, 2002).

2.4.2. Modelo EPD-RIV1

EPD-RIV1 es un conjunto de programas para la simulación unidimensional de las características hidrodinámicas y de calidad del agua; el modelo computacional está basado en el CE-QUAL-RIV1, modelo desarrollado por el cuerpo de ingenieros de los Estados Unidos de América; este sistema de modelación fue desarrollado por la EPA, en el departamento de recursos naturales de Georgia. Este modelo está constituido por dos componentes básicos; uno se encarga de resolver la hidrodinámica del sistema, el cual se resuelve primero y un segundo componente que permite realizar la modelación de la ca-

lidad (Henze et al., 2017).

La información hidrodinámica obtenida con la aplicación del modelo hidrodinámico es guardada en un archivo que posteriormente será usado en la modelación de la calidad. El modelo de calidad permite simular la interacción entre 16 variables de estado, entre las cuales se incluyen

- a) temperatura del agua,
- b) especies de nitrógeno y fósforo,
- c) oxígeno disuelto,
- d) Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO),
- e) algas.

Adicionalmente, el modelo permite simular los impactos que sobre el oxígeno disuelto y los ciclos de los nutrientes tienen las macrófitas. El modelo fue diseñado para la simulación de las características de las corrientes en condiciones dinámicas, con el propósito de analizar las condiciones existentes y determinar la máxima carga total diaria en un determinado sector (Jiménez, 2001).

2.4.3. Modelo MIKE 11

El MIKE 11 es una herramienta avanzada que permite la simulación de la calidad del agua y transporte de sedimentos en estuarios, ríos, sistemas de riego y canales entre otros; es un sistema dinámico unidimensional, de sencilla aplicación en sistemas con diferente grado de complejidad. Debido a su flexibilidad y velocidad, cuenta con un ambiente de trabajo bastante versátil para aplicaciones relacionadas con la ingeniería de diseño, estudio de recursos hídricos y planificación en general. Está constituido por 5 módulos básicos: hidrología, hidrodinámica, advección-dispersión y transporte de sedimentos cohesivos, calidad del agua y transporte de sedimentos no cohesivos. El modelo de calidad permite la modelación de diferentes indicadores de la calidad del agua como son: algas, detritos, sedimentos cohesivos y no cohesivos, oxígeno disuelto, temperatura, nitrógeno entre otros; este modelo se aplica luego de realizada la modelación de la hidrodinámica del sistema en estudio (Jiménez y Chávez, 2000).

2.4.4. BLTM

Este modelo fue desarrollado por el servicio geológico de los Estados Unidos, para simular la dispersión y reacciones químicas que presenta un constituyente de la calidad del agua, disueltos, a través de sistema (canal), el cual se considera de forma unidimensional. El modelo puede ser aplicado en ríos y en estuarios, en donde se considere que se presenta mezcla completa en la sección transversal. El modelo BLTM resuelve las ecuaciones de advección-dispersión usando un marco de referencia lagrangiano, el cual

hace las evaluaciones en los diferentes nodos que conforman el modelo discreto. El esquema de solución numérica que emplea este modelo minimiza la dispersión numérica. El modelo simula el transporte usando segmentos de líneas llamados *branches*, los cuales están conectados por uniones. El modelo es ideal para modelar sistemas en donde se presentan cambios de concentraciones o gradientes altamente variables (Koonz y Heinz, 2004).

2.4.5. Modelo QUAL

El QUAL2K (comúnmente llamado Q2K) es un modelo para estimar la calidad del agua en ríos; dicho modelo es una versión moderna de QUAL2E, software desarrollado a mediados de los ochenta como una versión actualizada de su antecesor, el modelo QUAL. Las versiones posteriores al modelo original preservan rasgos comunes en diversos aspectos. El sistema es analizado unidimensionalmente y considera que en el canal que se analiza el flujo es bien mezclado tanto lateral como verticalmente. El sistema puede estar constituido por un canal principal con ramificaciones o tributarios. Las condiciones hidráulicas se analizan en estado estático; el flujo se simula en condición estática no uniforme. La temperatura es simulada como una función de las condiciones meteorológicas. No obstante, a las modificaciones realizadas al modelo QUAL2, en las versiones más recientes, aún se conserva el motor de cálculo que se usa para la solución de las ecuaciones que permiten modelar la calidad del agua en los ríos (Kulinkina, 2016).

Las limitaciones de la formulación del QUAL2 se ponen en evidencia cuando se desea simular condiciones diferentes a las condiciones de flujo estático. Tal como todos los modelos, el QUAL incorpora ciertas simplificaciones y suposiciones. La ecuación básica resuelta por el QUAL2 es la ecuación unidimensional del transporte por advección-difusión, que está integrada numéricamente sobre el espacio y el tiempo para cada componente de la calidad del agua. Esta ecuación considera los efectos asociados con los procesos de transporte advectivo y difusivo, las reacciones que se originan entre las diferentes sustancias a analizar y las fuentes o sumideros, producto de la interacción de una determinada sustancia con otras. La solución del sistema de ecuaciones resultantes en este modelo, se hace considerando las fuentes o sumideros internos como constantes en la formulación matemática del modelo (Laino, 2016).

Estas relaciones entre variables, que son por lo general altamente no lineales, el QUAL las trata como constantes que contribuyen a forzar el sistema, lo que permite simplificar considerablemente la solución al sistema de ecuaciones. El modelo QUAL permite modelar más de 17 variables de estado, entre las cuales se encuentran

- a) oxígeno disuelto,
- b) DBO,
- c) temperatura,
- d) conductividad,

- e) varias especies de nitrógeno y fósforo,
- f) pH,
- g) patógenos,
- h) fitoplancton.

Los modelos antes mencionados no son ajenos a problemas comunes en la actual modelación estándar de la calidad del agua. Existen problemas asociados a la formulación del modelo, esto es debido a las suposiciones o simplificaciones que están implicadas en la concepción de éste. El QUAL y la mayoría de modelos de calidad del agua en ríos simplifican la realidad suponiendo que el flujo es unidimensional. Esta idealización implica que una emisión de un contaminante en el río se mezcla instantáneamente en toda la sección transversal del río lo cual no es del todo cierto. Otros problemas en la modelación están asociados con la etapa de calibración del modelo, ya que ésta es una etapa clave para el uso apropiado de un modelo, particularmente para la simulación de escenarios. Son varios los aspectos que pueden dificultar la calibración apropiada de los parámetros de un modelo de calidad del agua en una corriente. En el caso de la modelación del oxígeno disuelto, un parámetro clave en el modelo es el coeficiente de reaireación, parámetro al cual las predicciones del modelo son altamente sensibles. Típicamente este parámetro se estima en función de la temperatura y las características hidráulicas de la corriente analizada (profundidad y velocidad) (Laino, 2015).

Sin embargo, descargas asociadas con drenajes urbanos, sistemas de tratamiento combinados o fuentes no puntuales derivadas por eventos de lluvia pueden inducir cambios en el coeficiente de reaireación, lo que implica que estos valores obtenidos de la calibración no sean transferibles o representativos a otras condiciones. Otra de las dificultades que frecuentemente se presentan en nuestro medio durante el proceso de calibración de modelos de calidad es que no se cuenta con adecuado número de datos, que permitan una calibración y validación apropiada en los diferentes parámetros, los cuales se pueden considerar como las magnitudes encargadas de describir las características físicas y funcionales del sistema, en una modelación de la calidad del agua. Esto implica que para calibrar los parámetros del modelo QUAL, donde se presenta un número de constantes igual a 50, se requerirá de por lo menos igual número de observaciones para poder estimar con cierto grado de certidumbre las constantes que caracterizan el sistema en estudio. Una variante de este modelo, es el QUAL2Kw, desarrollado por la Universidad de Washington, el cual calibra sus parámetros por medio de una subrutina de optimización, basada en algoritmos genéticos para la calibración de las constantes (Leal, 2009).

2.4.6. Sistemas lineales no acoplados

En este modelo se pretende dar solución a los sistemas de ecuaciones algebraicas que resultan de solucionar las ecuaciones diferenciales parciales no lineales, bajo un esquema de diferencias finitas, considerando las no linealidades existentes y los acoples

entre las diferentes variables de la calidad del agua. La solución implementada consiste en una técnica de programación, enmarcada dentro de las herramientas de la inteligencia artificial; dicha técnica es conocida como algoritmos genéticos (AG); los AG se utilizan para encontrar conjuntos de concentraciones, que son una solución aproximada del sistema de ecuaciones planteado inicialmente; este proceso se repite hasta alcanzar el número máximo de generaciones durante las cuales va a evolucionar el AG. Además del AG empleado para estimar las concentraciones de los indicadores en los elementos, se implementa otro algoritmo genético, con el cual se pretende la calibración de las tasas o constantes óptimas, que caracterizan la corriente en estudio (Lintern, 2017).

El programa consiste de subrutinas creadas con la finalidad de dar solución al problema asociado con la modelación, en la cual se consideran los acoples existentes entre los diferentes componentes modelados, durante la simulación de la calidad real del agua. El programa involucra programación estructurada de las ecuaciones empleadas para la modelación de los diferentes componentes de la calidad del agua, considerando las no linealidades existentes en los diferentes procesos. La solución del sistema de ecuaciones resultantes se hace acoplando un doble algoritmo genético; uno externo que permite la calibración de las constantes o tasas que inciden en la modelación de la calidad del agua; y un segundo algoritmo genético interno que es usado para simular las concentraciones de las diferentes variables de la calidad del agua, que son soluciones aproximadas del sistema de ecuaciones algebraicas resultantes (López, 2000).

2.5. Objetivos

Caracterizar la calidad del agua en una sección del río Grijalva y en algunos de sus afluentes en la época de lluvias y secas por medio de un modelo matemático.

3. Conceptos de hidráulica

3.1. Obras hidráulicas

Una obra hidráulica es una construcción de ingeniería civil, ingeniería agrícola o ingeniería la cual constituye un sistema que tiene la finalidad de controlar el flujo del agua para su posterior aprovechamiento. Las obras hidráulicas se clasifican en presas, bordos de almacenamiento, plantas potabilizadoras, plantas de tratamiento de agua residual, entre otras. México cuenta con aproximadamente 5,163 presas y bordos de almacenamiento, 6.4 millones de hectáreas de riego, 2.9 millones de hectáreas de temporal tecnificado, 742 plantas potabilizadoras en operación, 2,287 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación, 2,617 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación y más de 3,000 km de acueductos [SNIA, 2014].

3.1.1. Presas

Las presas son obras hidráulicas que regulan el flujo del agua en los ríos. Pueden tener uno o varios usos a la vez, entre ellos la generación de energía eléctrica, proporcionar volúmenes de agua para el río y el abastecimiento público o controlar avenidas. La capacidad de almacenamiento de las presas del país es de aproximadamente 150,000 hm³. Son 181 presas las consideradas como principales y representan el 80 % de la capacidad del almacenamiento nacional [CONAGUA, 2021].

Componentes de una presa. Las partes de una presa son las siguientes:

- a) Cortina o presa. Es una estructura que tiene por objeto crear un almacenamiento de agua o derivar el río.
- b) Boquilla o sitio. Lugar escogido para construir la cortina.
- c) Corona o cresta. Es la superficie superior de la cortina; es parte de la protección de la presa contra oleaje y sismo, sirve de acceso a otras estructuras.
- d) Talud. Es cualquier plano que constituye una frontera entre los materiales de la cortina. Se mide por la relación de longitudes entre el cateto horizontal y el vertical.
- e) Corazón impermeable. También llamado núcleo de tierra, es el elemento que cierra el paso del agua contenida en el embalse o vaso.
- f) Respaldos permeables. Son las masas granulares que integran, con el corazón impermeable, la sección de la cortina.
- g) NAME. Abreviación del nivel de aguas máximo extraordinario; es la elevación del agua en el vaso cuando la presa está llena y además funciona el vertedor a su máxima capacidad. Hay otros niveles usuales en presas, como son el nivel de aguas máximas ordinarias (NAMO), el nivel medio de operación y el máximo de azolves.
- h) Bordo libre: La diferencia entre la elevación de la corona y el NAME. [Orozco, 2020].

PARTES DE UNA PRESA

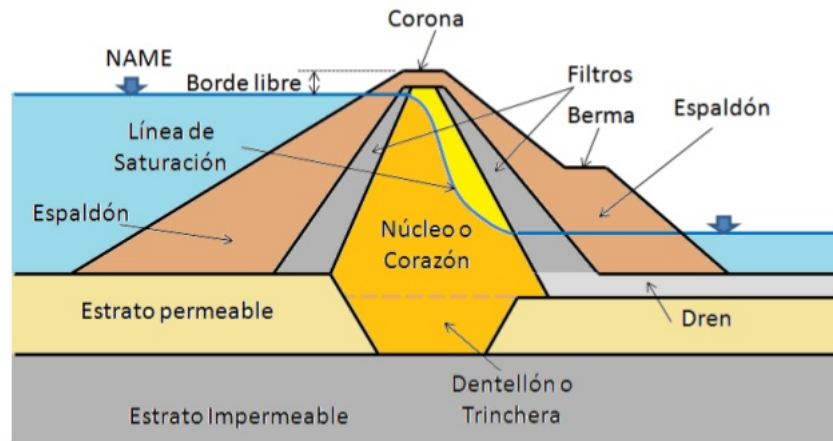


Figura 1: Componentes de una presa

Propósito principal. Entre los propósitos más importantes de las presas, se encuentran:

- Abastecimiento de agua.
- Aprovechamiento para riego.
- Generación de energía eléctrica.
- Control de avenidas.
- Modificación del régimen de escurrimiento.
- Fines recreativos [Orozco, 2020].

De las más de 5,163 presas y bordos en México, 172 representan el 80 % del almacenamiento total del país. La capacidad total del almacenamiento de México es de 150,000 hm³. Las presas se clasifican de acuerdo al uso y sus materiales de la siguiente manera.

Clasificación según su uso.

- a) Presas de almacenamiento. Son obras de infraestructura que se construyen con objeto de retener el agua para su uso regulado en generación eléctrica, para el riego, abastecimiento a poblaciones, formando grandes vasos o lagunas artificiales. El país cuenta con presas de almacenamiento cuyo uso está destinado al riego de superficies agrícolas, dando así, la oportunidad de incrementar la productividad en esas zonas. [Vega, 2019]

- b) Presas de derivación. Sirven para elevar el nivel de agua y permitir el paso del agua por medio de zanjas, canales laterales funcionando totalmente a gravedad u otros sistemas de riego. También se utilizan para poder conducir el agua proveniente de una corriente natural hacia un vaso de almacenamiento fuera del cauce natural de la corriente y para usos municipales o industriales. El almacenamiento de agua en una presa derivadora no es su objetivo principal.
- c) Presas de control de avenidas. Sirven para atenuar las aguas pluviales, particularmente durante una tormenta o lluvias torrenciales. Las presas reguladoras se dividen en dos tipos. En uno de ellos se almacena el agua temporalmente y se desaloja por una obra de toma de manera controlada con un gasto que no exceda de la capacidad del cauce aguas abajo. En el otro tipo, el agua se almacena tanto tiempo como sea posible y se deja infiltrar por el subsuelo o salir lentamente; la calidad del agua mejora puesto que los sedimentos y nutrientes excesivos que lleva el agua son depositados o absorbidos en la presa. Las presas reguladoras a menudo se construyen para detener los sedimentos llamadas comúnmente como presas de arastres. [Vega, 2019]
- d) Presas de jales. Son estructuras de retención de sólidos sueltos y líquidos de desecho, producto de la explotación minera, los cuales son almacenados en vasos para su decantación. Por lo general son de menores dimensiones que las presas que retienen agua, pero en algunos casos corresponden a estructuras que contienen enormes volúmenes de estos materiales.

Clasificación según sus materiales.

- a) Presas de materiales sueltos. Se construyen con materiales naturales como gravas, rocas, arenas, limos o arcillas; no son sometidos a ningún proceso químico de transformación para su puesta en obra. En algunos casos son más económicas.
- b) Presas homogéneas. Se emplean en alturas pequeñas y medias (máximo 15 m). La cortina se compone de un solo material el cual debe ser impermeable (arcillas, limos, arenas y gravas).
- c) Presa de materiales graduados con núcleo impermeable. Son las más frecuentes. Este tipo se construye de todos los tamaños con una anchura de base entre 4 y 6 veces su altura. Su parte interna está compuesta de materiales arcillosos y materiales de granulometría intermedia denominada materiales de transición.
- d) Presa de pantalla. Están compuestas en su mayor parte por materiales permeables pero incorporan una pantalla. Esta pantalla puede ser de: concreto (presas grandes, medianas y pequeñas), de asfalto (presas medianas y pequeñas) o plásticas (presas pequeñas).
- e) Presas de concreto. El concreto es el material resultante de la mezcla de cemento (u otro conglomerante) con materiales agregados (grava y arena) y agua. La principal característica estructural del concreto es que resiste muy bien los esfuerzos de

compresión. Las presas de tipo gravedad, arco y contrafuerte están hechas de este material.

- Presa de gravedad. Están hechas de concreto.
- Presa de arco. Estructura más ligera que transmite el empuje del agua hacia su cimentación y sus apoyos, denominados estribos, por lo que estos deben tener gran resistencia. La mayoría de las veces la garganta tiene forma de V, aunque en algunos casos menos frecuentes, ésta tiene forma de U.
- Presa de contrafuertes. Está compuesta por una serie de contrafuertes como muros transversales. Por lo general están construidas de concreto y sólo en ocasiones requieren estar reforzadas con varillas de acero (concreto reforzado). En cuanto sus dimensiones, el ancho de la base es del orden de la altura de presa. La complejidad de su forma, a diferencia de las presas de gravedad convencionales, hace que requieran una mayor cantidad de mano de obra (Marañón y López, 2000).

3.1.2. Infraestructura agrícola

Realizar un uso eficiente del agua es de gran importancia para aumentar la producción y productividad en la agricultura de riego y de temporal tecnificado, además de ampliar la frontera agrícola en áreas de riego y de temporal, y proteger las áreas productivas contra inundaciones. La infraestructura hidroagrícola en una zona de riego de grandes dimensiones está constituida de una serie de elementos; entre los más importantes se encuentran:

- a) Obras de tomas de las presas de almacenamiento y derivadoras. Se denomina obra de toma al conjunto de estructuras que se construyen con el objeto de extraer el agua de forma controlada y poder utilizarla con el fin para el cual fue proyectado su aprovechamiento. De acuerdo con el aprovechamiento se proyectan obras de toma para presas de almacenamiento, presas derivadoras, plantas de bombeo y tomas directas en corrientes permanentes (Montero, 2011).
- b) Red de canales de conducción-distribución. El sistema de conducción y distribución o red de canales es uno de los elementos más importantes de una zona de riego. Esta red se diseña y construye para conducir el agua de un sitio a otro, de tal manera que llegue en la cantidad y con la oportunidad requeridas para satisfacer las necesidades de los cultivos, la industria, los asentamientos humanos, la fauna silvestre o acuícola, los sistemas de recreación y demás servicios que demandan este recurso y que se encuentran dentro del área de influencia de la zona de riego. Los sistemas de canales se clasifican en tres grandes grupos:
 - Sistema de entrega. El agua se transporta desde una fuente de abastecimiento hasta un determinado número de tomas o puntos de demanda. Este tipo de sistema es común en proyectos de irrigación, industria, zonas urbanas y sistemas piscícolas, principalmente.

- Sistema de recolección. Transporta el agua que se colecta por aportaciones provenientes de varias fuentes de suministro, como derivaciones de pozos de bombeo o descargas de drenes, que conducen el agua producto de los excesos de lluvia o riego hasta un punto de desviación o entrega. Estos sistemas se asocian con proyectos de captación y de disminución de riesgos por los excesos de agua, como los asociados al control de avenidas y evacuación de drenaje.
- Sistema de conexión. Conduce el agua desde una fuente a un punto específico, es decir, lleva el agua de un lugar a otro, sin entregar ni recibir demandas o aportaciones intermedias. Estos sistemas se relacionan con las obras de toma de las plantas de bombeo, con los tramos muertos entre las presas y las zonas de riego, y con los proyectos de conducción que unen la red de canales con presas de regulación (Musalem, 2014).

Los sistemas de entrega, recolección y conexión no son excluyentes unos de otros. De hecho, la mayoría de las redes de canales incluyen una amplia combinación de estos sistemas. En dicho contexto, y debido a que las características de cada tipo de sistema influyen en la operación, además de las prioridades relacionadas con el suministro y la demanda, las diferencias físicas también se deben considerar al definir la política de operación (Ordoñez, 2011).

- c) Tomas en el sistema de distribución (desde tomas para canales hasta la toma granja para abastecer las parcelas agrícolas). Esta infraestructura es diseñada para satisfacer la demanda hídrica máxima de acuerdo con un plan de cultivos asumido y toda ella se caracteriza por una variable hidráulica llamada caudal o gasto. [García, 2015]

En México se cuenta con un área de infraestructura agrícola de aproximadamente 6.4 millones de hectáreas bajo riego, conformadas por 3.4 millones correspondientes a 85 distritos de riego (DR) y el resto a más de 39 mil unidades de riego (UR). Se tiene una baja eficiencia global en el manejo del agua debida al deterioro de la infraestructura y a la tecnología prevaleciente al momento de su construcción. El 99 % de la superficie total de los distritos de riego ha sido transferida a los usuarios, en tanto que las unidades de riego -también llamadas Urderales- son operadas por pequeños propietarios. En la Figura 2 se puede observar una típica infraestructura agrícola.



Figura 2: Infraestructura agrícola. Fuente: Google Imágenes.

Distritos de riego. Son proyectos de irrigación desarrollados por el Gobierno Federal desde 1926, año de creación de la Comisión Nacional de Irrigación, e incluyen diversas obras, tales como :

- a) Presas de almacenamiento. Son obras de infraestructura que se construyen con objeto de retener el agua para su uso regulado en generación eléctrica, para el riego, abastecimiento a poblaciones, formando grandes vasos o lagunas artificiales. El país cuenta con presas de almacenamiento cuyo uso está destinado al riego de superficies agrícolas, dando así, la oportunidad de incrementar la productividad en esas zonas [Vega, 2019].
- b) Presas derivadoras. Sirven para elevar el nivel de agua y permitir el paso del agua por medio de zanjas; son canales laterales funcionando totalmente a gravedad u otros sistemas de riego para poder conducir el agua proveniente de una corriente natural hacia un vaso de almacenamiento fuera del cauce natural de la corriente para usos municipales o industriales. El almacenamiento de agua en una presa derivadora no es su función principal.
- c) Plantas de bombeo. Son un conjunto de estructuras civiles, equipos, tuberías y accesorios, que toman el agua directa o indirectamente de la fuente de abastecimiento y la impulsan a un reservorio de almacenamiento o directamente a la red de distribución (OPS, 2005).
- d) Pozos profundos. Perforación hecha en el terreno a través de diferentes formaciones geológicas, hasta profundidades mayores de 30m, con la finalidad de interceptar un acuífero y explotarlo con fines de abastecimiento para consumo humano y que ha sido debidamente revestida con tubería.
- e) Canales. El objetivo de una red de canales en una zona de riego es conducir y trasladar el recurso agua desde las fuentes de abastecimiento hasta los puntos de entrega, en atención de una determinada demanda, para satisfacer tanto en cantidad como en oportunidad los requerimientos de riego asociados con las necesidades

hídricas de los cultivos agrícolas. La operación tiene que ver con el movimiento y el comportamiento del agua dentro del sistema de canales.

- f) Drenes. Tubería o conjunto de tuberías que se entierran a cierta profundidad y que se emplean para dispersar el efluente en un terreno o para drenar un suelo saturado de agua. También llamado tubo de avenamiento o tubo de drenaje.



Figura 3: Distritos de riego (Cisneros, 2016)

Los Distritos de Riego del Organismo de Cuenca, presentan características particulares que los distinguen a nivel nacional, lo anterior como consecuencia del grado de organización y participación de los usuarios, de los sistemas de aprovechamiento, de las de tenencia de la tierra y que contribuyen con una parte importante en la generación de empleo en las zonas en que se encuentran ubicadas. En zonas tropicales y subtropicales, con exceso de humedad, se constituyeron distritos de temporal tecnificado (DTT) con infraestructura para el desalojo de los excedentes de agua (OPS, 2005).

Unidades de riego (Urderales). Las Unidades de Riego, son operadas por ejidatarios y pequeños propietarios, son el espacio físico que abarcan las obras de pequeña irrigación en México y son sistemas de riego esencialmente independientes manejados formal o informalmente por los usuarios desde su formación. En la región noroeste existen 1 070 Unidades de Riego para el Desarrollo Rural (URDERALES) que abarcan una superficie de 135 710 ha, lo cual representa el 21.3 % de la superficie total. De ellas, 925 se encuentran en Sonora y 145 en Chihuahua. De las Unidades de Riego, 826 están debidamente organizadas y constituidas en los términos legales, mientras que 244 no cuentan con antecedentes de este tipo, encontrándose únicamente identificadas (Ordóñez, 2011).

3.1.3. Infraestructura de agua potable y alcantarillado

Normalmente la palabra “infraestructura” se asocia a grandes obras de ingeniería civil, sin embargo es mejor entenderla como aquello que físicamente permite y hace posible lograr el objetivo del agua y alcantarillado, de aportar salud, comodidad y funcionalidad en la ciudad. La cobertura se calcula a partir de los datos censales, y en los años intercensales, mediante proyecciones de la CONAGUA. Al 2013, la CONAGUA estimaba que el 92.3 % de la población nacional tenía cobertura de agua potable (95.4 % urbana,

81.6% porcentaje rural). En la Figura 4 se observa lo que se conoce como el Ciclo Urbano del Agua, el cual incluye la conducción del agua desde una fuente hasta la ciudad, su tratamiento residual y líneas de alcantarillado (Orozco, 2020).

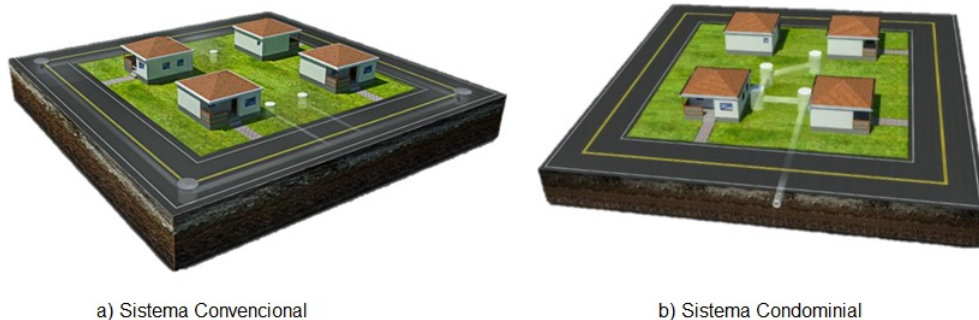


Figura 4: Ciclo Urbano del Agua (Ordóñez, 2011)

Cobertura de agua potable. La CONAGUA considera que la cobertura de agua potable incluye a las personas que tienen agua entubada dentro de la vivienda, fuera de la vivienda pero dentro del terreno de la llave pública o bien de otra vivienda. Los habitantes con cobertura no necesariamente disponen de agua con calidad para consumo humano.

Cobertura de alcantarillado. Por otro lado, la CONAGUA considera que la cobertura de alcantarillado incluye a las personas que tienen conexión a la red de alcantarillado o una fosa séptica, o bien a un desagüe, a una barranca, grieta, lago o mar (Pirrone, 2010).

En la figura 5 se observan 2 sistemas de alcantarillado que se utilizan comúnmente, denominados sistema convencional y sistema condominial, los cuales dependen de la conexión con respecto a la línea principal de la ciudad.



a) Sistema Convencional

b) Sistema Condominial

Figura 5: Sistemas de Alcantarillado (Plascencia, 2014)

En la Figura 6 se observa un sistema de alcantarillado visto desde planta. Para el sistema convencional, las conexiones van hacia los extremos, mientras que para el sistema condominial, las conexiones van a hacia una línea principal hacia la red pública (Ramírez, 2014).

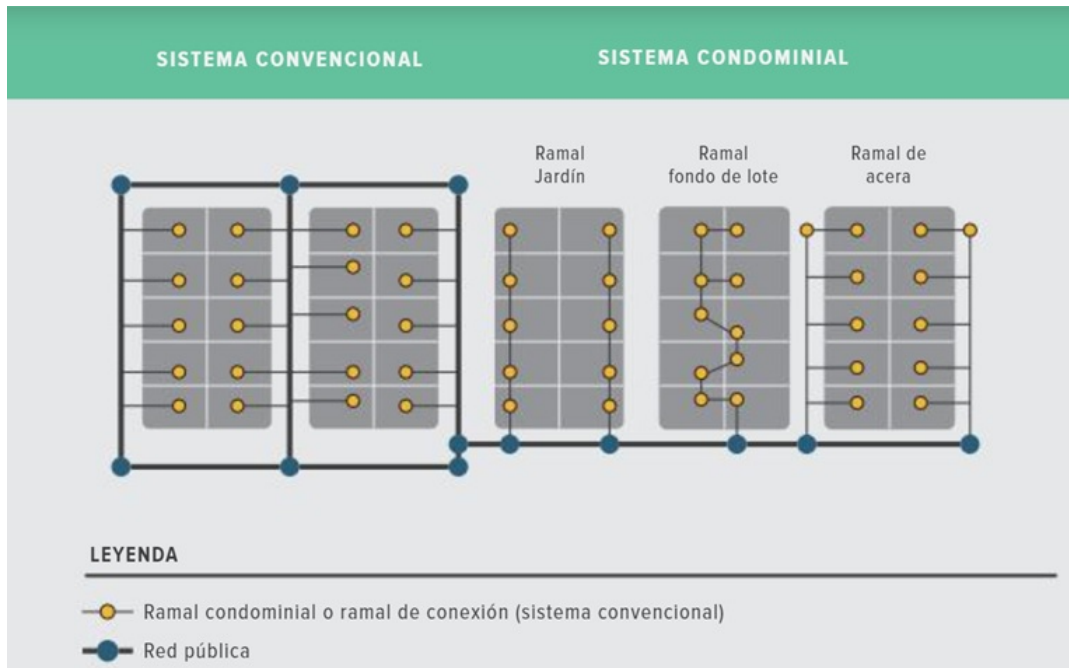


Figura 6: Sistemas de Alcantarillado en Planta (Plascencia, 2014)

En la Figura 7 se observan diferentes tipos de conexiones de las atarjetas, como son a) en forma de bayoneta, b) combinadas y c) en forma de peine.



Figura 7: Sistemas de Alcantarillados, Red de atarjeas (Plascencia, 2014)

Plantas potabilizadoras en operación. El agua es el recurso máspreciado del que disponen los seres humanos ya que sin ella no se podría subsistir, pero también es un recurso limitado. Por ello, cada vez es necesario recurrir a métodos o sistemas que permitan obtener agua potable, es decir, apta para el consumo humano. De aquí surge la importancia de las plantas potabilizadoras, que son estructuras creadas para captar el agua de los ríos o lagos y procesarla hasta convertirla en agua potable (Ramírez, 2014).

El proceso de potabilización es el siguiente:

- a) Captación. Es la parte del proceso que “capta” el agua del cauce natural, lago, río o embalse y la transporta hasta la Planta Potabilizadora.
- b) Pretratamiento. A la entrada de la instalación se somete el agua cruda a unos tratamientos previos, en general, desbaste, desarenado, dosificación de reactivos.
- c) Clarificación (Coagulación - Flotación; Decantación y Filtración). Se somete el agua a procesos de físico químicos, se consigue clarificarla separando por la acción de la gravedad, en primer lugar, los sólidos en suspensión presentes en el agua cruda (mayormente arcillas y limos de tamaño microscópico). Posteriormente el agua es sometida a un filtrado para retener las partículas de menor tamaño que todavía están en suspensión del agua.
- d) Filtración. Una vez que se han eliminado los flóculos del agua, esta atraviesa los filtros, normalmente de arena silíceo de diferentes granulometrías, gruesa en el fondo y fina en la superficie, con una capa de lecho filtrante entorno a 1 metro de altura.
- e) Desinfección. Se trata de la última fase por la que pasa el agua hasta convertirse en potable. Además es la fase más importante ya que se encarga de exterminar todas las bacterias o patógenos que pueda contener el agua. Para la desinfección existen diferentes métodos que se pueden emplear pero el más utilizado es la cloración, empleando productos químicos como el hipoclorito sódico, dióxido de cloro o gas. Una vez pasada por la etapa de desinfección, el agua pasará por diversos test para certificar que es apta para el ser humano (Ramos, 2012).

Las plantas potabilizadoras municipales condicionan la calidad del agua de las fuentes superficiales y/o subterráneas al uso público urbano. En 2008 se potabilizaron 87.3m³/s en las 604 plantas en operación del país.

En el estado de Chiapas se encuentran las siguientes plantas potabilizadoras:

Plantas potabilizadoras			
Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso
Chiapa de Corzo	Chiapa de Corzo	Chiapa de Corzo	Clarificación Convencional
La Concordia	La Concordia	La Concordia	Clarificación Convencional
Tapachula	Tapachula de Córdoba y Ordoñez	Tapachula	Clarificación Convencional
Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez I	Clarificación de Patente
Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez II	Clarificación de Patente
Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez	Tuxtla Gutiérrez	Clarificación de Patente

Figura 8: Plantas potabilizadoras en el estado de Chiapas (Rodríguez, 2016)

Líneas de conducción. La línea de conducción es la parte del sistema que transporta el agua desde el sitio de la captación ya sea por medio de bombeo y/o rebombeo, ó gravedad, hasta un tanque de regulación, planta potabilizadora ó un crucero predeterminado de la red. También se considera como parte de la línea de conducción al conjunto de conductos, estructuras de operación y cruceros. Su capacidad se calcula con el gasto máximo diario (QMD), ó con el que se considere conveniente según el sitio de procedencia, según lo autorice el sistema municipal correspondiente (Rodríguez, 2009).

Las líneas de conducción deben ser de fácil inspección, preferentemente paralelas a algún camino, en caso contrario se debe analizar la conveniencia de construir un camino de acceso, de acuerdo con el establecimiento del derecho de vía correspondiente a la línea de conducción considerando que el incremento en costo de éste se verá compensado con el ahorro que se tendrá en los gastos de conservación de la conducción, y sobre todo podrán detectarse y corregirse de inmediato las fugas ó desperfectos que sufran las tuberías. Las mismas condiciones de facilidad de inspección y mantenimiento deberán considerarse en las líneas ubicadas en la zona urbana. También se denomina línea de conducción a la(s) línea(s) de interconexión entre pozos y que conduce uno o varios caudales acumulados (Sánchez, 2000).

- a) Conducciones por gravedad. En la gran mayoría de las obras de los sistemas de abastecimiento de agua potable, se utilizan tuberías para la conducción del agua, siendo otro tipo las que se transporta por canales. El escurrimiento del agua de las conducciones por gravedad se puede efectuar de dos maneras: trabajando a superficie libre o funcionando a presión, siendo este caso el que se considera en casi la mayoría de las obras de conducción.

- b) Conducciones por bombeo. El bombeo del agua se hace generalmente de un pozo o un cárcamo. El equipo de bombeo produce un incremento brusco en el gradiente hidráulico para vencer todas las pérdidas de energía en la tubería de conducción.

Alcantarillado. Un sistema de alcantarillado consiste en una serie de tuberías y obras complementarias, necesarias para recibir, conducir, ventilar y evacuar las aguas residuales de la población. De no existir estas redes de recolección de agua, se pondría en grave peligro la salud de las personas debido al riesgo de enfermedades epidemiológicas y, además, se causarían importantes pérdidas materiales (Sandoval y Günter, 2013).

Los sistemas de alcantarillado pueden ser de dos tipos: convencionales o no convencionales. Los sistemas convencionales son sistemas con tuberías de grandes diámetros que permiten una gran flexibilidad en la operación del sistema, debida en muchos casos a la incertidumbre en los parámetros que definen el caudal: densidad poblacional y su estimación futura, mantenimiento inadecuado o nulo. Los sistemas convencionales de alcantarillado se clasifican en:

1. Alcantarillado separado. Es aquel en el cual se independiza la evacuación de aguas residuales y lluvia.
2. Alcantarillado sanitario. Sistema diseñado para recolectar exclusivamente las aguas residuales domésticas e industriales.
3. Alcantarillado pluvial. Sistema de evacuación de la escorrentía superficial producida por la precipitación.
4. Alcantarillado combinado. Conduce simultáneamente las aguas residuales, domésticas e industriales, y las aguas de lluvia.

Los sistemas de alcantarillado no convencionales se clasifican según el tipo de tecnología aplicada y en general se limita a la evacuación de la aguas residuales (SCFI, 1987).

- a) Alcantarillado simplificado. Un sistema de alcantarillado sanitario simplificado se diseña con los mismos lineamientos de un alcantarillado convencional, pero teniendo en cuenta la posibilidad de reducir diámetros y disminuir distancias entre pozos al disponer de mejores equipos de mantenimiento.
- b) Alcantarillado condominiales. Son los alcantarillados que recogen las aguas residuales de un pequeño grupo de viviendas, menor a una hectárea, y las conduce a un sistema de alcantarillado convencional.
- c) Alcantarillado sin arrastre de sólidos. Conocidos también como alcantarillados a presión, son sistemas en los cuales se eliminan los sólidos de los efluentes de la vivienda por medio de un tanque interceptor. El agua es transportada luego a una planta de tratamiento o sistema de alcantarillado convencional a través de tuberías de diámetro de energía uniforme y que, por tanto, pueden trabajar a presión en algunas secciones (SE, 2001).

3.1.4. Tratamiento y reúso del agua

Los sistemas de tratamiento son sistemas que captan el agua residual proveniente de un poblado o industria, la cual es tratada por diferentes métodos para luego regresar al efluente de agua con ciertas características físico-químicas establecidas. Los primeros sistemas de tratamiento se enfocaban únicamente en la remoción de materia orgánica considerando el nitrógeno y el fósforo presente como algo beneficioso, puesto que evitaba condiciones anaerobias en cuerpos de agua. Pero a raíz de la aparición o estudio del fenómeno de eutrofización en cuerpos de aguas y sus efectos adversos, ocasionó que en los años 60's se tuvieran que eliminar este tipo de nutrientes [Henze et al., 2017]. Desde hace más de 100 años, los sistemas de lodos activados han tenido un papel muy importante en el tratamiento de aguas residuales, en un principio por su alta capacidad de remover materia orgánica y sólidos suspendidos y posteriormente por su capacidad de adaptarse a los nuevos requerimientos de remoción de nitrógeno y fósforo [Van Haandel y Van Der Lubbe, 2007].

En la actualidad las plantas de tratamiento de aguas residuales de lodos activados son la tecnología más empleada. Sin embargo, estos sistemas aerobios presentan como principal desventaja una demanda de energía elevada, además de una descargar ambiental importante de nutrientes, aún después del tratamiento y emisiones de CO_2 y NO_x [Rodríguez, 2016].

El tratamiento de aguas residuales es un conjunto de operaciones de tipo físico, químico o biológico cuya finalidad es la de eliminar o reducir la contaminación no deseable de las aguas obteniendo aguas con características adecuadas para el uso que se les desea dar por lo que los procesos varían en función de las propiedades del agua de partida como de su destino final. Las aguas urbanas son todas aquellas que provienen de la ciudad, ya sea de casas, oficinas, pluviales que son transportadas por medio de alcantarillas hasta un efluente receptor de aguas residuales. Los tratamientos para limpiar este tipo de aguas son:

1. Pre-tratamiento. Se busca acondicionar el agua residual y preservar la instalación de erosiones y taponamientos. Incluye equipos tales como rejillas, tamices, desarenadores y desengrasadores.
2. Tratamiento primario. Busca reducir toda la materia suspendida por medio de la sedimentación, con o sin reactivos, o por medio de diversos tipos de oxidación química.
3. Tratamiento secundario biológico. Se emplea para eliminar la contaminación orgánica disuelta, la cual es muy difícil de eliminar por tratamientos físico-químicos. Estas consisten en la oxidación aerobia de la materia orgánica en sus diversas formas de fangos, lechos de partículas, lagunas de oxidación y otros sistemas o su eliminación anaerobia en digestores cerrados. Ambos sistemas producen fangos en mayor o menor medida que deben ser tratados para su reducción y destino final.

4. Tratamiento terciario. Este tratamiento no aplica técnicas diferentes a los tratamientos primarios o secundarios, sino que utiliza técnicas de ambos tipos destinadas a pulir o afinar el vertido final. Si su planteamiento es muy intensivo se puede lograr hacer que el agua de nuevo quede apta para el abastecimiento de diferentes necesidades como agrícolas, industriales e incluso para potabilización llamando a este proceso final reciclaje de efluentes (SNIA, 2014).

En el caso de tratamiento de aguas por medios biológicos se realiza por medio de plantas; constan de un biodigestor anaerobio y un sistema de humedales artificiales que asemejan a la naturaleza; esto sirve para terminar el proceso de limpieza tal como sucede en el medio ambiente natural. Este tratamiento funciona por medio de plantas, como el carrizo o alcatraces para depurar el agua. La eficacia de este tratamiento para la remoción de coliformes y la eliminación de microorganismos patógenos por exposición de ambientes adversos es buena. Este sistema tiene grandes ventajas por el costo de construcción y mantenimiento, el cual llega a ser mucho menor que el de una planta de tratamientos tradicional. El agua resultante se suele emplear para riego de cultivos, parques y jardines (Van Haandel y Van der Lubbe, 2017).

Descargas de aguas residuales. Las descargas de agua residuales se clasifican en municipales e industriales.

- Municipales. Corresponden a las que son manejadas en los sistemas de alcantarillado municipales urbanos y rurales. Al año 2008, las 1833 plantas en operación en el país trataron 83.6 m³/s, es decir el 40 % de los 208 m³/s recolectados en los sistemas de alcantarillado.
- Industriales. Son aquellas descargadas directamente a los cuerpos receptores de propiedad nacional, como es el caso de la industria autoabastecida. Al año 2008, la industria trató un gran cantidad de m³/s de aguas residuales con 2082 plantas en operación a nivel nacional (Vargas, 2012).

Sistema de Tratamiento. Se han desarrollado una gran variedad de métodos para el tratamiento del agua residual. En muchos casos, se combinan procesos dependiendo de la calidad de agua residual que se va a tratar y de las características que debe tener el final del tratamiento. El objetivo del tratamiento de aguas residuales es producir un efluente que pueda ser descargado sin causar daños al medio ambiente. Los contaminantes del agua residual pueden ser eliminados por medios físicos, químicos o biológicos (Vega, 2019).

- a) Métodos físicos. Tratamiento por el cual se lleva a cabo cambios a través de la aplicación de fuerzas físicas. Las unidades típicas incluyen cribado, mezclado, adsorción, desorción, transferencia de gas, flotación, sedimentación y filtración.
- b) Procesos químicos. Operaciones en las cuales la remoción o tratamiento de los contaminantes se realiza mediante la adición de reactivos que llevan a cabo diferentes reacciones químicas; la precipitación química, el ajuste del PH, la coagulación y la desinfección son las principales.

- c) Procesos biológicos. La remoción de contaminantes se realiza a través de la oxidación biológica de la materia orgánica. El principal uso de los tratamientos biológicos es la remoción de los compuestos orgánicos biodegradables nutrientes. Por mencionar algunos, como lodos activados y filtros percoladores.

3.2. Usos del Agua

De acuerdo al Sistema Nacional de Información del Agua (SINA) se clasifica el uso del agua de la siguiente manera:

- a) Uso agrupado agrícola. El mayor uso es el agrícola, con el 75.7 % del volumen concesionado para uso consuntivo. La fuente predominante es la superficial, con el 63.4 % del volumen concesionado para este uso. Tomando en cuenta que existen variaciones anuales, el volumen de agua subterránea concesionada para este uso agrupado es de 18.0 % mayor en 2018 que en 2009.
- b) Uso agrupado de abastecimiento público. Incluye la totalidad del agua entregada a través de redes de agua potable, tanto a usuarios domésticos como a industrias y servicios conectados a dichas redes. El tipo de fuente predominante es la subterránea, con el 56.7 % del volumen. En el período del 2009 al 2018 el agua superficial asignada para este uso creció un 31.6 %.
- c) Uso agrupado de industria autoabastecida. Representado por la industria que se abastece directamente de ríos, arroyos, lagos o acuíferos del país. Los principales rubros son industrias química, azucarera, petróleo, celulosa y papel. El uso agrupado industrial autoabastecido representa el 4.9 % del uso concesionado consuntivo. En el período 2009 a 2018 se incrementó el volumen concesionado de origen subterráneo, con un crecimiento del 36.5 %.
- d) Uso en hidroeléctricas. En el 2017 las plantas hidroeléctricas emplearon un volumen de agua de 133 938 hm³, lo que permitió la generación de 30.1 TWh de energía eléctrica, que correspondió al 11.7 % del total nacional. La capacidad instalada en las centrales hidroeléctricas fue de 12 117 MW, la cual correspondió al 28.5 % de la instalada en México al 2017 (SINA, 2017).

3.3. Gestión del agua

En México, como en gran parte del mundo, existe una creciente preocupación por la gestión, distribución y saneamiento del agua; de hecho, el medio rural es el más afectado. Desde las dos últimas décadas del siglo pasado, el gobierno mexicano ha instrumentado políticas de corte neoliberal y tecnócrata, en tanto que en materia de abasto de agua promueve que los espacios de distribución y saneamiento del agua pasen a manos del capital privado [Montero, 2011].

Además, se han instrumentado políticas privatizadoras del agua que promueven no sólo su comercialización sino también su explotación desmedida. En consecuencia —motivadas por la falta de interés del Estado en brindarles servicios públicos, ante las condiciones ambientales que influyen en la disponibilidad y acceso al agua, la necesidad básica de tener acceso al agua potable y el contexto socioeconómico, entre otros factores—, algunas comunidades rurales del país han desarrollado, a través del tiempo, nuevas estrategias y formas de organización social que les permiten acceder, distribuir y administrar el agua potable y, de esta forma, cubrir sus necesidades hídricas (Akkar y Domínguez, 2008).

Para algunos estados está documentada la existencia de pequeños sistemas de agua potable que son operados por los usuarios locales tanto en comunidades rurales como en ciudades. El Sistema de Agua Potable de algunas comunidades es un buen ejemplo de la gestión comunitaria en México, donde por más de cuatro décadas los pobladores de diversas comunidades se han organizado y han gestionado comunitariamente este vital líquido. La hipótesis de algunas investigaciones sugiere que el buen funcionamiento de la gestión comunitaria del agua no sólo depende del buen manejo administrativo y operativo del mismo sino también de su particular forma de organización social (Agamben, 2010).

Un aspecto fundamental que ha favorecido el manejo colectivo del vital líquido es la forma en que las comunidades conciben al agua: como un bien común e indispensable para todas las formas de vida. En este contexto se busca conocer y analizar los principales mecanismos operativos y los procesos organizativos que han favorecido la gestión comunitaria del agua de un sistema de agua potable y así describir e identificar los principales procesos (sociales, económicos y políticos) del contexto social que pueden incidir en el funcionamiento operativo y organizativo de este sistema a través del tiempo (Almeyra et al, 2014).

Los municipios y la descentralización del agua potable en México

La propuesta de la descentralización de la gestión del agua en México data de los años ochenta del siglo pasado. Se justificó desde el ámbito gubernamental como producto de la crisis nacional frente a la incapacidad de sufragar la deuda externa y por la crisis a nivel mundial del capitalismo [Marañón y López, 2008]. En ese contexto se consideró necesario restar responsabilidades al gobierno federal y traspasar a los organismos municipales el compromiso de suministrar el servicio de agua potable de la población y que esta asumiera los costos totales (Alvarado, 2014).

La descentralización condujo a los municipios a buscar alternativas para cumplir con esta nueva responsabilidad otorgada por el Estado; en unos casos se impulsó la creación de organismos municipales encargados de suministrar al servicio de agua potable y alcantarillado o bien hubo una asociación entre municipios, pero en otros casos y ante la falta de experiencia y de recursos económicos, los servicios públicos de agua potable fueron concesionados a empresa privadas. Esta forma de privatización ha sido devastadora; violenta el derecho humano al agua, pues en muchos casos el acceso a ésta se encuen-

tra vinculado a un costo, el cual muchas veces resulta elevado, especialmente para los sectores de la población cuyos recursos económicos son escasos. Aunado al costo, el servicio de agua potable se ha caracterizado por ser deficiente en cuanto a la calidad y cantidad de agua ofrecida a los usuarios (Apha, 1998).

Gestión del agua subterránea en México

De acuerdo con Ordoñez Gálvez (2011), el agua subterránea es “aquella parte del agua existente bajo la superficie terrestre que puede ser colectada mediante perforaciones, túneles o galerías de drenaje o la que fluye naturalmente hacia la superficie a través de manantiales o filtraciones a los cursos fluviales”. En México, el agua subterránea es una fuente de abastecimiento importante, ya que 37 % del agua consumida proviene de fuentes subterráneas [CONAGUA, 2011a], y en el caso de las comunidades con climas semiáridos y áridos la importancia del agua subterránea aumenta, pues muchas veces suele ser la única fuente de abastecimiento (Babbit y Harold, 1975).

Así, durante años el uso del agua del subsuelo se consideró de libre acceso, lo que a través del tiempo propició su sobreexplotación. Fue hasta 1945 cuando se modificó el artículo 27 constitucional y se incluyeron las aguas subterráneas. Pese a ello, el agua subterránea siguió siendo de libre acceso hasta los años ochenta, pues su regulación resultó ser débil y estéril. En esos años, el descenso del nivel freático de las aguas subterráneas aumentó considerablemente debido a su uso excesivo, por lo que se incrementaron las restricciones de uso y acceso al agua subterránea (Bastidas y García, 2005).

En los últimos años el gobierno federal ha diseñado políticas desconcentradoras de la gestión del agua, buscando transferir su responsabilidad de operación técnica del servicio de agua potable a los distintos niveles de gobierno (estados, municipios, localidades). Uno de los principales problemas del modelo de gestión actual es que la desconcentración de la gestión solo busca ceder las responsabilidades administrativas de los servicios de agua potable a los estados y municipios, transfiriendo a estos niveles de gobierno y a los ciudadanos la responsabilidad de asumir los costos de operación y mantenimiento; no obstante, la toma de decisiones sobre la gestión del recurso sigue en manos del Estado (Benavides, 2011).

Por otro lado, el impacto que ha tenido el sistema capitalista en el uso y manejo de los recursos naturales en el mundo es devastador. La sobreexplotación de los recursos y la degradación ambiental son muestra de ello, ya que bajo este modo de producción capitalista a todo lo que conforma parte del planeta se le ha otorgado un valor económico, como mercancía. Las relaciones capitalistas se han extendido en el mundo, y en las últimas décadas se han mercantilizado muchos de los recursos del planeta, pues como sugiere Almeyra “el capital subsumió la agricultura [. . .] tierras, agua, bosques y territorios, rehízo la economía, las costumbres, la cultura y la sociedad según sus intereses” [Almeyra et al., 2014].

Así, el agua y otros elementos naturales se concibieron bajo una lógica capitalista y fueron posicionados como mercancías, especialmente bajo la instrumentación del modelo neoliberal. La mercantilización y privatización del agua se promueve formalmente en 1992 en la Declaración de Dublín sobre el agua y el desarrollo sostenible. Esta declaración bien pudiera definirse como una “propuesta de empresas transnacionales, organismos financieros internacionales y gobiernos nacionales que detectaron que el líquido podría ser un buen negocio en todo el mundo” [Rodríguez, 2009].

En el mundo existen un gran número de instituciones internacionales como el Banco Mundial (BM) y el Fondo Monetario Internacional (FMI) que impulsan la privatización del agua, pues en ella detectan ganancias millonarias [Ackar y Domínguez, 2008]. Dichos organismos promueven incesantemente la privatización del agua a cambio de negociar las deudas económicas de muchos países latinoamericanos, los cuales optan por abrir las puertas a la mercantilización del agua, muchas veces incluso a empresas transnacionales. El proceso de privatización de los servicios de operación y distribución de agua potable es un ejemplo de mercantilización capitalista donde los sistemas privados de operación y distribución de agua potable se caracterizan por trabajar en condiciones monopólicas (en manos de unas cuantas empresas privadas). Agamben (2010) sugiere que para entender el mundo globalizado actual dominado por el capitalismo es necesario comprender el contexto social (Bjorklund et al, 2017).

Diferentes perspectivas entorno a la gestión del agua

Acorde con Benavides (2011), la gestión puede entenderse como “la secuencia de actividades que habrán de realizarse para lograr objetivos y el tiempo requerido para efectuar cada una de sus partes y todos aquellos eventos involucrados en su consecución”; es decir, la gestión hace referencia al proceso y conjunto de actividades que se llevan a cabo para lograr un objetivo. De acuerdo con Koonntz y Heinz (2004), se pueden distinguir tres tipos de gestión con base en quién la realiza y para quién: la gestión privada, que hace referencia al abastecimiento de agua con fines lucrativos y se lleva a cabo por instituciones privadas; la gestión pública, que es impulsada por el Estado, que elabora políticas y marcos normativos y, por último, la gestión social, en donde la administración y ejecución la realiza la sociedad civil. Esta última puede incluir comunidades indígenas, grupos campesinos, organizaciones urbanas o rurales [Sandoval y Günter, 2013].

Con base en las definiciones anteriores, se podrían considerar dos características principales de la gestión social del agua que la distinguen de los otros tipos de gestión: la participación de los actores locales en su organización y administración, y su existencia como un tipo de gestión sin fines de enriquecimiento. Es importante mencionar que dentro de la gestión social se reconoce la gestión comunitaria y la autogestión para el acceso al agua. Por ejemplo, Bastidas y García definen la gestión comunitaria como “la expresión más alta de la participación, que implica un proceso de toma de decisiones a través del cual se determina el futuro de una localidad en términos de su desarrollo en agua y saneamiento” [Bastidas y García, 2005]. Dicha gestión es liderada por grupos que representan intereses colectivos y crean relaciones en la toma de decisiones. Guzmán

(2009) afirma que, la gestión social no sólo se encuentra vinculada a la gestión comunitaria sino también a la autogestión. Para García Lirios (2006) la autogestión se explica como la organización y vínculo de un grupo de personas para la resolución de problemas y la satisfacción de necesidades en una entidad específica (Borbolla et al., 2003).

Los comités de agua surgen y funcionan como organizaciones a nivel local, lo que hace que cada uno de estos comités posean características únicas, pues los actores que participan en su administración y las propias características de cada comunidad son diferentes. En México, la mayoría de los comités de agua “no cuentan con protocolización legal y sólo algunos cuentan con derechos de concesión de agua (otorgado por CONAGUA), registrados a nombre del Comité de la comunidad, del ejido, o incluso de personas físicas y del Ayuntamiento” [Sandoval y Günter, 2013]. Aquí es pertinente mencionar que conforme a la LAN promulgada en 1992, la CONAGUA mantuvo a su cargo la administración de las aguas nacionales, pudiendo conceder o cancelar los derechos de agua para uso doméstico y urbano mediante dos formas de derechos de agua: “la concesión y la asignación, la primera para las personas físicas y morales, y la segunda para dependencias y organismos descentralizados de la administración pública federal, estatal o municipal (Capítulo II, Artículo 20)” [Galindo y Viqueira, 2007].

Con la nueva legislación, estas concesiones y asignaciones de derechos para el uso del agua son documentadas en el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA). En algunas comunidades, los pobladores se han organizado y han gestionado comunitariamente el agua durante diversos años. Una parte de la infraestructura y construcción de este sistema es financiada por el gobierno federal y el resto fue cubierto por los usuarios de las comunidades. También ocurre que algunas concesiones de los pozos, que son la fuente que abastece el sistema, está a nombre de los municipios; sin embargo, el sistema es administrado y operado por sus usuarios, por su personal técnico y sus representantes coordinados por el comité general de agua potable. De esta forma, son los propios usuarios, a través de sus representantes, quienes deciden quiénes acceden al agua, cómo se distribuye, proponen los usos del agua potable, establecen tarifas, asignan sanciones relacionadas a su mal manejo y establecen los mecanismos de resolución de conflictos en torno al agua (Bryan, 1992).

Así mismo, son ellos quienes proponen y diseñan estrategias de saneamiento del sistema (mantenimiento de la red y manejo de las aguas residuales domésticas). Con los montos recaudados por el cobro del servicio, el sistema cubre los costos de energía eléctrica, mantenimiento y ampliación de infraestructura, aunque en ocasiones puede recibir aportaciones económicas por parte del gobierno estatal y del municipal, que se destinan al mejoramiento de la red de distribución. Este tipo de sistemas, lleva a cabo un tipo de gestión no lucrativa, pues la finalidad del sistema no es obtener o acumular ganancias sino cubrir exclusivamente los gastos que resultan de su operación y administración. Por esas razones el forman un caso de gestión comunitaria del agua que merece ser estudiado (CONAGUA, 2011).

Partiendo desde una lógica de ocupación territorial, Achkar y Domínguez convocan

a entender al territorio como un espacio soberano, con relaciones de poder existentes históricamente. Específicamente, los autores proponen que “el territorio es aquella porción del espacio ocupado, organizado y gestionado por una comunidad, como categoría densa que contiene la historia que lo contiene, por tanto vinculado a relaciones de apropiación y de poder” [Ackar y Domínguez, 2008].

El concepto agua-vida es un concepto integrador que propone entender al agua como elemento cuya importancia es biológica y ecológica, pero también social y cultural, puesto que forma parte de los procesos sociales de la vida cotidiana (Vargas, 2012). Para Vargas “El agua es vida, es ambiente, es sociedad”. Esta visión sistémica permite reconocer el complejo papel del agua al interior de los ecosistemas naturales y de los contextos sociales como elemento clave del estudio de los territorios. No hay que olvidar que cada comunidad presenta formas específicas de acceder al agua y de utilizarla, y que dichas formas incluyen prácticas, formas, valores y creencias relacionadas con el manejo del agua; esto es lo que se conoce como “cultura del agua”, por tanto, no existe una sola cultura del agua, sino más bien tantas culturas de agua como comunidades existentes. Dichos territorios pueden estar constituidos por una sola unidad territorial o por fragmentos de parcelas de uso individual o colectivo [Vargas, 2012]. El espacio donde se desenvuelve el Sistema de Agua Potable puede estudiarse como un territorio campesino del agua-vida con base en los siguientes supuestos:

1. Es un espacio en donde se toman decisiones colectivas con la finalidad de satisfacer sus necesidades en torno al agua.
2. Es un espacio con significaciones sociales y culturales propias y un territorio reconocido políticamente. Una de las aportaciones más significativas de este enfoque es que invita a reflexionar sobre cómo los territorios campesinos “no solo están sujetos a las decisiones de los propios campesinos y sus comunidades, sino que sufren el accionar de otros actores económicos, políticos o sociales que se encuentran fuera de sus organizaciones”. Esta perspectiva permite reconocer y analizar cómo la existencia de factores externos y ajenos (económicos, políticos o sociales) a los espacios campesinos agua-vida pueden afectar las dinámicas de éstos y por ende de las instituciones comunitarias de gestión de agua que también forman parte de dichos territorios. Es importante tener presente que “muchas veces las comunidades (dentro de un territorio) están permanentemente influenciadas desde espacios externos de decisiones que las enajenan de sus propias potencialidades” (Di Rienzo et al., 2015).

Es posible realizar estudios, además de los procesos operativos y organizativos que caracterizan el funcionamiento de un sistema, con respecto a la influencia o persistencia que el sistema puede tener con relación a los aspectos políticos, económicos y sociales expresados en las políticas gubernamentales de municipalización del servicio de agua potable, la sobreexplotación de un acuífero, la presencia en el municipio de diversas industrias que utilizan grandes cantidades de agua y la intensa agricultura de riego practicada principalmente en sitios aledaños al sistema, entre otros. El análisis se aborda

con el enfoque de territorios campesinos del agua-vida debido a que dicho enfoque permite estudiar las dinámicas de funcionamiento de un sistema de agua potable que han permitido su persistencia a través del tiempo y analizar cómo los procesos económicos, políticos y sociales que ocurren dentro de un territorio, inciden de diferentes formas en las dinámicas y procesos de las organizaciones comunitarias de manejo del agua (Galdos, 2017).

3.4. Fuentes de contaminación

Se entiende por contaminación la presencia en el aire, agua o suelo de sustancias o formas de energía no deseables en concentraciones tales que puedan afectar al confort, salud y bienestar de las personas, y al uso y disfrute de lo que ha sido contaminado. La contaminación del aire, la del agua y la del suelo están muy relacionadas entre sí y no se pueden separar. Los contaminantes son emitidos por las fuentes de emisión que pueden ser naturales o artificiales (Galindo y Viqueira, 2007).

Las aguas residuales son todas aquellas aguas de abastecimiento de una población después de haber sido impurificadas con desechos de diversos usos en el hogar o la industria. El agua es una sustancia cuyas moléculas están formadas por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno (H_2O). Este líquido es de suma importancia para la supervivencia de todas las formas de vida conocidas. Cubre el 71 % de la superficie terrestre. Se encuentra principalmente en los océanos donde se concentra el 96.5 % del agua total, 1.74 % en los casquetes polares, los acuíferos el 1.72 % y el restante 0.04 % en ríos, lagos y humedad del suelo. Sin embargo, la mayoría se encuentra contaminada y sin poder ser utilizada por el ser humano (García, 2006).

El agua es reconocida a nivel mundial como la fuente de la vida, ya que los asentamientos humanos son cercanos a ella, siendo las principales fuentes de abastecimiento de agua en México los ríos, manantiales y el subsuelo; estos recursos varían en cada parte del territorio nacional ya que no siempre se encuentran los bienes necesarios para poder obtener el vital líquido [López, 2000]. Las aguas superficiales en México se encuentran contaminadas por diferentes tipos de descargas y la sobreexplotación de las aguas subterráneas, esto ha ocasionado un gran daño el cual es irreversible, las poblaciones que ocupan una mayor demanda de agua, también son las que descargan más contaminantes a las aguas residuales las cuales son dirigidas a los mantos acuíferos, la mayoría de las veces no se les da un tratamiento, generando contaminación en todo el medio ambiente cercano (García, 2015).

Los principales contaminantes que alteran la calidad del agua natural son: la materia orgánica, esta ocasiona una gran disminución del oxígeno disuelto en ella; los detergentes, ocasionan la generación de plantas que no permiten la entrada del sol al agua; las grasas y aceites, ocasionan la obstrucción de las agallas de los peces, disminuyendo la transferencia de oxígeno; los sólidos sedimentables, constituidos por metales pesados, plaguicidas y organismos patógenos que principalmente afectan la salud humana, la flo-

ra y fauna que existe en esa región, considerándose esto como un acto ambiental. En la actualidad mueren más de 5 millones de personas al año, por causas relacionadas con el agua, ya que la mayoría de las veces se encuentran contaminadas con desechos humanos, animales y químicos. Entre las enfermedades que causan el deceso transmitidas por medio de las aguas residuales son, el cólera, la fiebre tifoidea, hepatitis A y E y la diarrea. La mayoría de estas enfermedades pueden ser prevenidas si el agua recibe algún tratamiento previo antes de ser depositada en corrientes de agua (González et al., 2014).

La presencia de microorganismos patógenos dentro de las aguas residuales depende de muchos factores. Los principales son, la salud de toda la población, el medio vector o transmisor de enfermedades patógenas y la habilidad de los microorganismos para sobrevivir y adaptarse a nuevos huéspedes bajo una gran variedad de condiciones ambientales. Entre los microorganismos más importantes destacan los helmintos y la salmonella, principales causantes de enfermedades gastrointestinales del país y del mundo entero, estos sobreviven por largos períodos de tiempo en el agua, cultivos y suelos esperando cumplir con su objetivo [Jiménez y Chávez, 2000].

Las aguas residuales pueden ser originadas por

- a) Desechos industriales.
- b) Corrientes pluviales.
- c) Desperdicios caseros.
- d) Desechos humanos y animales.

Los desechos de humanos y animales son aquellos que salen del cuerpo, que llegan a formar parte de las aguas negras, por medio de los sistemas hidráulicos de los retretes los cuales son dirigidos a alcantarillas y a su vez a mantos acuíferos como ríos o lagos. Este tipo de desechos son los más importantes para el sector salud, ya que contienen gran cantidad de organismos patógenos que son perjudiciales para el ser humano [Jiménez y Chávez, 2000]. Por otra parte, los desperdicios caseros también forman parte de las aguas residuales ya que son todos aquellos residuos que provienen del lavado de ropa o toda agua que contenga algún tipo de detergente o desechos de cocina los cuales contienen partículas de alimentos y a su vez de grasas (Guentzel, 2007).

Las aguas pluviales son las que generan en tiempo de lluvias una gran cantidad de agua contaminada, ya que a su caída a la superficie terrestre forman corrientes, las cuales a su paso arrastran basura, tierra y animales muertos depositándose después en las alcantarillas. Los desechos industriales es el agua que se utiliza para diferentes procesos en las fábricas, este tipo de desecho debe de tener mucha precaución para su eliminación, ya que son parte importante de las aguas negras de una población. Los desechos agrícola-ganadero son aquellos que resultan del riego de plantas, el uso de fertilizantes, pesticidas y de otro tipo de actividades tales como la limpieza ganadera, la cual aporta

al agua grandes cantidades de materia orgánica, nutrientes y microorganismos (Günter, 2012).

De acuerdo con López (2000), las aguas contaminadas que proceden de todo tipo de uso que existe en la comunidad, son expulsadas de la vivienda hacia el alcantarillado a través del desagüe, para posteriormente ser enviadas a una corriente de agua en ocasiones sin algún tratamiento, esto se debe evitar ya que es necesario construir y operar eficientemente una planta de tratamiento de aguas residuales.

3.4.1. Contaminación atmosférica

El proceso de contaminación atmosférica se desarrolla en tres pasos fundamentales: emisión, procesos y efectos. Se define un contaminante atmosférico como todo elemento o compuesto químico, natural o artificial, capaz de permanecer o ser arrastrado por el aire, y que implique riesgo, daño o molestia grave para las personas y bienes de cualquier naturaleza. Puede estar en forma de sólida, líquida o gaseosa. En la Figura 9 se observan las principales fuentes de contaminación atmosférica (Henze, 2017).

FUENTES NATURALES	FUENTES ARTIFICIALES	
	FIJAS	MÓVILES
Volcanes Incendios forestales por rayos Plantas en descomposición (agua y suelo) Océanos Suelo Tormentas eléctricas	Centrales térmicas Centrales nucleares Procesos industriales Incineración de residuos Calefacciones domésticas Quema de la biomasa	Vehículos diesel Vehículos gasolina Sin plomo

Figura 9: Principales fuentes de contaminación atmosférica [López, 2000]

3.4.2. Contaminación del agua

El agua se puede clasificar según su localización:

- Superficial: Está en la superficie (ríos, pantanos, lagos).
- Subterránea o profunda: de los acuíferos (una gran masa de agua debajo de la tierra).
- Freática: Capa más superficial del acuífero.
- Fuentes y pozos.
- Lacustre: De los lagos.

- Infiltración: Lluvia que se filtra en el suelo y alimenta los acuíferos subterráneos.
- Marina: Agua de mar y los océanos.
- Pluvial: Agua de lluvia.

Se dice que el agua está contaminada cuando contiene compuestos que impiden su uso. Las fuentes de contaminación del agua pueden ser naturales (también llamadas geoquímicas: el suelo) o artificiales (antropogénicas). Normalmente, en este medio, las fuentes naturales son muy dispersas y no provocan concentraciones altas, excepto en algunos lugares muy concretos. Sin embargo, la contaminación antropogénica se concentra en zonas concretas (industrias y/o ciudades). Además, los contaminantes artificiales son mucho más peligrosos que los emitidos por las fuentes naturales. Existen cuatro focos principales de contaminación antropogénica: la industria (dependiendo del tipo de industria emitirá unos contaminantes u otros), los vertidos urbanos (que llevan fundamentalmente contaminantes orgánicos), la navegación (muy importante en la contaminación por hidrocarburos) y la agricultura y ganadería (que contaminan con pesticidas, fertilizantes y restos orgánicos de animales y plantas) (Jiménez, 2001).

Contaminación de las aguas subterráneas

Hay dos tipos de procesos contaminantes en los acuíferos:

- a) Puntual: Afecta a zonas muy localizadas y es debida a lixiviados de vertederos (Residuos sólidos urbanos RSU o industriales), pozos sépticos y acumulaciones procedentes de las granjas. Las fuentes puntuales están relacionadas con las actividades urbanas e industriales.
- b) Difuso: Afecta a zonas amplias, en las que no es fácil identificar un foco principal. Puede ser debida a un uso excesivo de fertilizantes y pesticidas, a la explotación excesiva de los acuíferos. Las fuentes difusas están relacionadas con la actividad agropecuaria (Jiménez y Chávez, 2000).

En realidad, las aguas subterráneas son más difíciles de contaminar que las superficiales ya que el terreno que las cubre actúa como un filtro. Sin embargo, una vez contaminado son mucho más difíciles de depurar. Hay que tener en cuenta que en un acuífero no hay condiciones aerobias con lo que se pierde una importante forma de autodepuración. Además, los contaminantes no se diluyen ni se dispersan porque el agua subterránea se desplaza de forma muy lenta. El ritmo de renovación de un acuífero es muy lento (se calcula que mientras el tiempo de permanencia medio del agua en los ríos es de días, en un acuífero es de cientos de años). La depuración de un acuífero es un proceso muy difícil y costoso. Se han usado procedimientos que extraen el agua, la depuran y la vuelven a inyectar en el terreno pero no siempre son eficaces. Por lo tanto, lo mejor que se puede hacer es protegerlos y prevenir su contaminación (Koonz y Heinz, 2004).

3.4.3. Contaminación del suelo

El suelo es un medio complejo. De hecho, de los tres vectores ambientales, el suelo es el más complejo y desconocido. Posee su propia atmósfera interna, régimen hídrico particular, fauna y flora determinadas y elementos minerales. Es un medio dinámico, es decir, nace, madura, envejece y muere. Los suelos se estructuran de forma vertical en una serie de capas o estratos llamadas horizontes, distinguibles a simple vista por su color. Al conjunto de horizontes que componen un suelo determinado se le llama perfil del suelo. La contaminación del suelo se define como el desequilibrio físico, químico o biológico debido a la acumulación de sustancias a niveles tóxicos para los organismos del suelo, provocando pérdida de la productividad del suelo (Kulinkina, 2016).

Fuentes de contaminación del suelo

Las fuentes de contaminantes del suelo pueden ser naturales o artificiales (antropogénicas). La fuente natural es la liberación excesiva de alguna sustancia en la meteorización de la roca madre, siempre y cuando esa sustancia se acumule y resulte tóxica para el suelo, y éste, es un componente natural que resulta tóxico. Entre las fuentes artificiales o antropogénicas se encuentran:

- Residuos sólidos urbanos (RSU).
- Residuos sólidos industriales (RSI).
- Abonos, pesticidas y plaguicidas.
- Agua de riego.
- Deposición de contaminantes atmosféricos y lixiviados.
- Lodos de las depuradoras.
- Lodos de las depuradoras.
- Uso del suelo como depurador de aguas residuales (filtro verde).

3.4.4. Índices e indicadores ambientales

Un indicador ambiental es un parámetro o valor derivado de parámetros que proporciona información para describir el estado de un fenómeno, ambiente o área, con un significado que va más allá del directamente asociado con el valor del parámetro en sí mismo. Según la OCDE (1998) las dos funciones principales de los indicadores ambientales son:

- 1 Reducir el número y parámetros que normalmente se requieren para ofrecer una presentación lo más cercana posible a la realidad de una situación.
- 2 Simplificar los procesos de comunicación (Laino, 2016).

FUENTE DE CONTAMINACIÓN	TIPO DE CONTAMINACIÓN	
	ENDÓGENA	EXÓGENA
NATURAL	Acumulación de una sustancia debido a una excesiva liberación en la disgregación de la ROCA MADRE	Acumulación de una sustancia procedente de una ERUPCIÓN VOLCÁNICA
ARTIFICIAL	Acumulación de una sustancia liberada del complejo de cambio debido a la LLUVIA ÁCIDA	Acumulación de una sustancia procedente de la LLUVIA ÁCIDA

Figura 10: Ejemplos de fuentes y tipos de contaminación del suelo [Marañón y López, 2008]

Estas funciones básicas convierten a los indicadores en el instrumento mediante el cual se proporciona información concisa y sustentada científicamente a diversos usuarios, tomadores de decisiones y al público en general de manera que pueda ser entendida y usada fácilmente.

El primero se refiere a que deben proporcionar la suficiente información de las condiciones ambientales, presiones ambientales y respuestas, para entender claramente el fenómeno que se está tratando, de tal manera que las decisiones que se tomen estén sustentadas. El valor de los indicadores descansa precisamente en la premisa de que un mayor entendimiento de un fenómeno o proceso conduce a mejores decisiones. Cabe recordar que una de las justificaciones para el uso de indicadores señala que es imposible medir todo, por lo que resulta fundamental contar con la información más relevante (Laino, 2015).

3.4.5. Aguas residuales

De acuerdo al Departamento de Sanidad de New York (1980), las aguas residuales, son todas aquellas aguas de abastecimiento de una población, después de haber sido impurificadas con desechos de diversos usos en el hogar o la industria. Conforme a lo que indica López (2000), los principales contaminantes que alteran la calidad del agua natural son: la materia orgánica, la cual ocasiona una gran disminución del oxígeno disuelto en ella; los detergentes, que ocasionan la generación de plantas que no permiten la entrada del sol al agua; las grasas y los aceites, que ocasionan la obstrucción de las agallas de los peces, disminuyendo la transferencia de oxígeno; los sólidos sedimentables, constituidos por metales pesados, plaguicidas y organismos patógenos que principalmente afectan la salud humana, la flora y la fauna que existen en esa región, considerándose esto como un impacto ambiental (Leal, 2009).

Las aguas residuales se originan por:

- a Desechos humanos y animales.

- b) Derperdicios caseros.
- c) Corrientes pluviales.
- d) Desechos industriales.

Los desechos de humanos y animales son aquellos que salen del cuerpo, que llegan a formar parte de las aguas negras, por medio de los sistemas hidráulicos de los retretes, los cuales son dirigidos a alcantarillas y a su vez a mantos acuíferos como ríos o lagos. Este tipo de desecho son los más importantes para el sector salud, ya que contienen gran cantidad de organismos patógenos que son perjudiciales para el ser humano, de acuerdo al Departamento de Sanidad de Nueva York (1994). Un cuerpo de agua se puede considerar contaminado, cuando las características o el estado de sus aguas han sido modificadas por la actividad humana, misma que disminuye el fácil manejo con que puede ser utilizada para las distintas labores que podría servir si se encuentra en su estado natural. La preocupación por la contaminación del agua puede generar algunos efectos en las poblaciones tales como (Lintern, 2017):

- a) Distribución de los limitados recursos hidráulicos.
- b) Disminución considerable en la calidad del agua ya que al no ser tratada contiene contaminantes dañinos para los seres vivos.
- c) Destrucción de la flora y fauna acuática generando efectos irreversibles.
- d) Afectación a los asentamientos humanos.
- e) Representa un gran peligro para la salud de la población.
- f) Se requiere de una gran inversión para un tratamiento eficaz para la reutilización del agua.

La contaminación del agua procede de fuentes naturales, sin embargo, comúnmente de donde proviene la mayor cantidad de contaminantes es de las actividades humanas. En la actualidad el desarrollo y la industrialización utilizan grandes cantidades de agua, generando un exceso de residuos los cuales van a parar a un cuerpo de agua. El agua se considera contaminada cuando sus composiciones han sido alteradas siendo de este modo inutilizable para el consumo humano y de los animales. Los microorganismos descomponedores se encargan de mantener a un nivel de concentración las diferentes sustancias que son vertidas y disueltas al medio, a este proceso se denomina autodepuración del agua. Cuando la cantidad de contaminantes en el medio sobrepasa los límites, la autodepuración resulta imposible de realizar, siendo los principales contaminantes los siguientes:

- i) Aguas residuales y otros residuos que demandan oxígeno.
- ii) Agentes infecciosos.
- iii) Nutrientes vegetales, los cuales estimulan el crecimiento de plantas acuáticas, que al descomponerse agotan el oxígeno disuelto produciendo olores desagradables.

- iv) Productos químicos, detergentes, pesticidas y productos de la descomposición de compuestos orgánicos.
- v) Petróleo.
- vi) Minerales inorgánicos y compuestos químicos.

De los residuos líquidos domésticos que son producidos en las viviendas, oficinas y negocios, del 40 al 70 % son de tipo orgánico. Este tipo de residuos producen olores muy pestilentes y ofensivos, que son la causa de la mayor dificultad para la disposición de los desechos (López, 2000).

3.5. Características de las aguas residuales

La siguiente tabla presente los parámetros y concentraciones de aguas residuales.

Parámetro	Concentración
Sólidos totales (mg/l)	1370
Sólidos totales volátiles (mg/l)	600
Sólidos suspendidos (mg/l)	260
Sólidos sedimentables (ml/l)	7
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)	274
Grasas y aceites (mg/l)	60
pH (unidades)	7.2
Coliformes (número más probable)	16

Figura 11: Análisis de agua residual doméstica. Fuente: Elaboración propia.

Las características de la tabla varían dependiendo de si el desecho se encuentre más diluido o si está más concentrado, las características dependen de la comunidad, fenómenos como la infiltración de aguas subterráneas y la suma de aguas pluviales. Otros parámetros de interés en el análisis de calidad del agua son: oxígeno consumido, oxígeno disuelto, nitrógeno total, amoníaco libre, nitritos, nitratos, cloruros, alcalinidad, entre otros (Marañón y López, 2008).

De acuerdo a diversos autores, los distintos tipos de aguas residuales son:

- a) Aguas residuales combinadas. Mezcla de aguas provenientes de una casa y las aguas de lluvias, con o sin algún tipo de contaminante de origen industrial.
- b) Aguas negras brutas o naturales. Aguas que no han recibido ningún tipo de tratamiento antes de ser depositadas a un río.
- c) Aguas negras débiles. Contienen menos de 150 ppm de sólidos suspendidos.

- d) Aguas negras domésticas. Proviene de viviendas, edificios comerciales e instituciones.
- e) Aguas negras industriales. Proviene de todos los procesos de la industria.
- f) Aguas negras sanitarias. Aguas que contienen excremento humano sin agua de lluvia, ni escurrimiento superficial, depositado en un sistema de atarjeas o alcantarillas.
- g) Aguas negras sépticas. Han sufrido procesos de putrefacción en condiciones anaeróbicas, con poco oxígeno o nada de él.
- h) Aguas de lluvia. Cantidad de agua procedente de la precipitación pluvial que escurre sobre la superficie del terreno.

Además, de acuerdo al contaminante y a la fuente, se pueden describir los problemas ambientales más comunes que existen.

- i) Sólidos suspendidos. Proviene de uso doméstico, desechos industriales y agua infiltrada a la red. Estos causa depósitos de lodo y condiciones anaeróbicas en ecosistemas acuáticos.
- ii) Compuestos orgánicos biodegradables. Proviene de desechos domésticos e industriales. Causan degradación biológica, que incrementa la demanda de oxígeno en los cuerpos receptores y ocasiona condiciones indeseables.
- iii) Microorganismos patógenos. Proviene de desechos domésticos. Causan enfermedades transmisibles.
- iv) Nutrientes. Proviene de desechos domésticos e industriales. Pueden causar eutroficación.
- v) Compuestos orgánicos. Desechos industriales. Causan problemas de sabor y olor; son tóxicos o carcinogénicos.
- vi) Metales pesados. Proviene de desechos industriales o minería. Son tóxicos e interfieren con el tratamiento y reúso del efluente.
- vii) Sólidos orgánicos disueltos. Proviene de uso doméstico o industrial. Interfieren con el uso del efluente.

El agua es fundamental para todas las formas de vida conocidas, gracias a ella sobreviven diariamente millones de seres vivos y ecosistemas; en el ser humano es una pieza fundamental ya que ayuda al organismo a realizar funciones importantes. Pero a su vez, los humanos son responsables de que en su estructura ocurran grandes cambios de agua; esto pasa cuando es contaminada con sustancias o desechos, los cuales transforman sus características tanto físicas como químicas, haciendo que el agua ya no sea utilizable al 100 % para diferentes tipos de usos que se le dan (Montero, 2011).

Según Babbitt y Harold (1975) las aguas negras contienen una pequeña cantidad de sólidos en un volumen proporcionalmente grande de agua. Dentro de las aguas negras provenientes de los hogares, se puede esperar que una tonelada de agua contenga más de 450g de sólidos, de los cuales la mitad de estos se encuentran en solución con el agua, una cuarta parte se localizará en el fondo y la última parte en suspensión. Las aguas negras frescas tienen un color gris y un aspecto parecido al de agua con jabón. Estas contienen partículas sólidas en suspensión, las cuales son visibles a simple vista. En este tipo de aguas negras, pueden ser distinguidos algunos de los materiales en suspensión como cerillos, papeles, materiales fecales, desperdicios de comida, etc. (Musalem, 2014)

Todo el peso de los materiales sólidos contenidos en las aguas negras, es muy pequeño tal que no tiene un efecto que sea apreciable sobre el peso específico del líquido, esto no exige que se hagan algunas modificaciones a las fórmulas de hidráulica establecidas para el agua limpia [Babbitt y Harold, 1975]. Las materias sólidas contenidas en las aguas negras se pueden clasificar en orgánicas e inorgánicas. Los sólidos orgánicos, son los que constituyen habitualmente entre el 40 y el 70 % de todos los sólidos totales; estos generan olores pestilentes y crean una gran dificultad para la desocupación de las aguas negras. Por otra parte los sólidos inorgánicos son los que están constituidos en su mayor parte por partículas que no son dañinas como arenas que se depositan en el fondo con gran facilidad (OPS, 2005).

Las aguas negras que son recientes, tienen un olor que es ligero y no muy desagradable. Tienen una esencia ligeramente picante, parecida al de un cuarto con humedad y mal ventilado; en algunas circunstancias, el aroma a gasolina u otro tipo de material de desecho pueden dominar a todos los demás olores. Las aguas negras que están en proceso de alteración, son de color negro y desprenden olores nauseabundos de sulfuro de hidrógeno y otros gases. Por otra parte, si las aguas están muy alteradas llegan a ser sépticas, se ven burbujas de gas en toda la superficie y en ocasiones se forma una espuma de color gris o negra (Oróñez, 2011).

La actividad de la vida biológica en las aguas negras produce muchos cambios en la composición química de los sólidos. Estos indican la función de los microorganismos; también el grado de descomposición de los sólidos y la eficiencia de cualquier proceso de tratamiento. Durante el tratamiento de aguas negras, la fuerza de gravedad disminuye materialmente los sólidos suspendidos y en especial todos aquellos que son muy fáciles de sedimentar. Los cambios biológicos producen, sobre los sólidos sedimentables, una eliminación de las moléculas de agua que están retenidas en ellos. Esta pérdida de agua provoca que los desechos se acumulen formando sólidos más pesados o sedimentables, conocidos como lodos o arenas (Orozco, 2020).

Debido a la descomposición anaeróbica el oxígeno contenido en el agua es eliminado de los compuestos complejos formando unos más sencillos. Estas reacciones bioquímicas continúan por largo tiempo, hasta lograr que los compuestos se degraden, tanto que llegan a producir sustancias orgánicas e inorgánicas estables. Los sólidos orgánicos

complejos que son agregados originalmente al agua para formar las aguas negras, son compuestos de elemento carbono que en combinación con otros como el nitrógeno, el azufre, el fósforo y el hidrógeno retienen moléculas de agua las cuales se encuentran íntimamente ligadas entre sí. Durante el proceso de descomposición anaerobia, el oxígeno se combina con otros elementos de tal forma que los productos finales de los cambios bioquímicos, forman sales minerales tales como bióxido de carbono, sulfatos, fosfatos y algunas otras sustancias. Estas son parecidas a los sólidos inorgánicos los cuales funcionan como fertilizantes para producir materia orgánica mediante vegetales (Pirrone, 2010).

Durante el proceso de la descomposición bioquímica se llegan a formar productos intermedios tales como ácidos orgánicos e inorgánicos gases como el metano, el ácido sulfhídrico y otros tipos de gases resultados de los cambios bioquímicos originados por los compuestos orgánicos sulfurados. Los productos finales de la descomposición bioquímica de los sólidos orgánicos proporcionan un indicador excelente para el progreso de la actividad bioquímica, así como también el tipo y el grado resultante de tratamiento que se le dará a las aguas negras. Este tratamiento no altera ni modifica los procesos naturales del agua, sino que sirven para limpiar un poco el agua antes de ser depositada en una corriente de agua (Plascencia, 2014).

4. Balance hidráulico de cuencas

4.1. Ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico es el proceso de circulación del agua en la tierra; realizando un preámbulo de este proceso a nivel de educación básica, los tres estados y cambios de la materia relacionado con el agua son sólido, representado por un cubo de hielo; líquido, las gotas de lluvia; y el estado gaseoso, el vapor de agua hirviendo hasta formarse en nubes (Ramírez, 2014).

Las causas para que suceda el ciclo hidrológico son:

- Evaporación. Es efectuada por el sol, con ayuda de la radiación; evapora el agua de los océanos, mismos transportados por los vientos que posteriormente se transforman en nubes.
- Precipitación y ecurrimiento. Se realiza por la gravedad terrestre, donde el agua condensada (estado gaseoso a líquido) desciende a las montañas.

Las precipitaciones son fuente de vida, nos proporciona al sustento de nuestros alimentos y el consumo del agua para nuestras actividades.

Al descender el agua en la tierra se puede almacenar o concentrar de las siguientes maneras:

- Se puede evaporar en la caída.
- Es retenida por los inmuebles de la ciudad, vialidades y la vegetación para que concluya con el proceso de evaporación.
- El agua de la lluvia se dirige a ríos, lagos, mares y océanos, así también circulando sobre la superficie (lluvia en exceso) y penetra en zanjas o cauces.
- Otra parte del agua fluye al interior de un terreno o se infiltra y desciende a las aguas subterráneas y es de gran aprovechamiento para las plantas debido a la humedad; finalmente se evapora; este proceso se llama evapotranspiración (Ramos, 2012).

4.1.1. Fases del ciclo hidrológico

Las principales fases implicadas en el ciclo del agua son las siguientes.

1. Evaporación: Es difícil valorarlo porque depende de factores meteorológicos; período de tiempo considerado, radiación solar, temperatura del aire, presión de vapor, viento, presión atmosférica, latitud y radiación.
2. Transpiración: Es el agua sustraída del suelo por las raíces que se evapora hacia la atmósfera. El agua transpirada y el agua evaporada genera la evapotranspiración.

3. Condensación del vapor: Surge cuando el vapor de agua se pone en contacto con una superficie líquida, genera una disminución de temperatura provocando la condensación hasta continuar con un equilibrio de temperaturas entre la masa de aire y superficie líquida.
4. Precipitación: Es el agua que recibe la superficie terrestre en cualquier estado físico proveniente de la atmósfera. La precipitación puede ser por convección, orográfica y ciclónica.
 - a) Precipitación por convección: La precipitación por convección es común en los trópicos y se origina por el levantamiento de masas de aire más ligero y cálido.
 - b) Precipitación orográfica: Surge cuando la humedad de los océanos es transportada por los vientos encontrando una barrera montañosa, esa masa de aire se eleva y su estado de calma relativa produce un enfriamiento que forma nubes y desencadena precipitaciones.
 - c) Precipitación ciclónica: Está asociada con los ciclones. Surge por el levantamiento de aire caliente sobre el aire frío.
5. Escurrimiento: Es el agua proveniente de las lluvias o precipitaciones que circula internamente y externamente de la superficie terrestre, hasta que es interceptada y evaporada cuando llega a la salida de una cuenca. Se clasifica de tres maneras el escurrimiento: escurrimiento superficial, escurrimiento subsuperficial y escurrimiento subterráneo (Rodríguez, 2016).

4.1.2. Cuenca hidrológica

Una cuenca es el espacio terrestre donde desembocan las vertientes de agua que vienen desde las montañas provenientes de la lluvia, tiene un punto de entrada y salida, funcionando como un embudo (Aparicio, 2011).

Existen tres tipos de cuencas.

- a) Endorreicas. No tienen salida al mar, por lo que el punto de salida está dentro de los límites de la cuenca, generalmente desembocan en un lago, laguna o el agua se infiltra.
- b) Exorreicas. El punto de salida se encuentra en los límites de la cuenca y esta descarga a otras corrientes o al mar.
- c) Triptorreicas. El drenaje es subterráneo.

Las lluvias o escurrimientos están ligadas a las características de cuenca y la precipitación.

4.1.3. Características fisiográficas de la cuenca y el cauce

Las cuencas se caracterizan por su morfología, su naturaleza del suelo y la vegetación que lo cubre. El cauce es un espacio cóncavo donde fluye un río, arroyo o cualquier corriente de agua. Las características físicas de una cuenca van de la mano del régimen hidrológico ya que con ellos se relacionan y comparan los datos hidrológicos. Para determinar los parámetros físicos se precisa especialmente de cartas topográficas e hidrológicas, climatológicas, geológicas o de uso de suelo (Sánchez, 2000).

Las características físicas de las cuencas son:

- Localización geográfica .
- Ubicación.
- Orientación.
- Tipo de suelo.
- Uso de suelo.
- Perímetro.
- Área.
- Tamaño.
- Forma.
- Pendiente media.
- Elevación media.
- Curva hipsométrica.

Las características de los cauces son:

- Longitud del cauce principal.
- Pendiente del cauce principal.
- Red de drenaje.
- Orden de la corriente.
- Relación de bifurcación.
- Longitud de tributarios.
- Densidad de corriente.

- Densidad de drenaje.

En cualquier cuenca, las características del escurrimiento superficial se ven influenciadas por el tipo predominante del suelo como la capacidad de infiltración, los granos del suelo y su porosidad, ya que esta última afecta la infiltración y su capacidad de almacenamiento. La porosidad depende de su forma y compactación. Los suelos rocosos no pueden absorber las cantidades estimables debido a una ruptura que existe entre la masa de una roca, lo que provoca escurrimientos importantes. Uno de los factores que afectan al escurrimiento superficial de una cuenca es el uso de suelo; este es muy importante, porque de sus características, físicas y químicas dependen el balance hídrico, por medio de su flora y fauna (Sandoval y Günter, 2013).

4.2. Balance Hidráulico

Las aguas dulces superficiales, como componentes principales del medio natural, han desempeñado y desempeñarán un papel de suma importancia para el hombre y la sociedad. Es también de gran utilidad en muchos campos de la investigación. Por ejemplo, el conocimiento del déficit de humedad es primordial para comprender la factibilidad de irrigación, ya que provee información sobre el volumen total de agua necesaria en cualquier época del año y entrega un valor importante sobre la sequedad (Van Haandel y Van der Lubbe, 2007).

El balance hidrológico se define como una herramienta que permite describir el movimiento de los flujos de agua dentro del ciclo hidrológico en su expresión puramente biofísica; es decir, sin tomar en cuenta los aspectos relacionados con el manejo y la extracción del recurso por la sociedad. El término balance “hidrológico” se diferencia del balance “hídrico”, pues el segundo generalmente consiste en un balance entre la oferta de agua determinada por el subsistema natural y la demanda por parte de las sociedades humanas (Vargas, 2012).

Además el balance hídrico es la formulación matemática de la Ley de la conservación de materia aplicada al agua en un sistema dado. La estimación del agua perteneciente de una cuenca nos permite establecer un balance hidráulico, la finalidad es almacenarla, controlarla, administrarla y distribuirla para el uso del ser humano y del entorno natural. Actualmente esto es de mayor importancia porque cada día carecemos de este vital líquido, además de las temperaturas extremas que se presentan. El balance hídrico es un medio que permite abordar y solucionar importantes problemas hidrológicos de índole teórica a práctica (Veta, 2019).

Importancia del Balance

- i) Permite un uso racional de los recursos hídricos en el espacio y el tiempo, para mejorar el control y la redistribución de los mismos, por ejemplo: control de crecidas.

- ii) La información que proporciona el balance de una cuenca para períodos cortos de tiempo (estaciones, meses, semanas y días) se utiliza para la operación de embalses y predicciones hidrológicas.
- iii) Permite una evaluación indirecta de cualquier componente desconocida, por diferencia entre las componentes conocidas (Ackar y Domínguez, 2008).

La mayor parte de los estudios muestran que una reducción en la cobertura vegetal tiende a resultar en el aumento de la disponibilidad anual de agua. Afortunadamente, la reforestación tiende a causar una disminución de dicha disponibilidad (Bosch Hewlett, 1982; Bruijnzeel, 1990). Estos efectos de la deforestación y la reforestación sobre la disponibilidad de agua superficial se explican principalmente por las diferencias en los volúmenes de evapotranspiración generados según el tipo de cobertura: una cobertura vegetal alta (bosque) tenderá a consumir mucho más agua (bajo la forma de evapotranspiración) que una cobertura baja (pastos, cultivos, etc.) y esto afecta directamente el volumen anual de agua superficial disponible.

Gracias al balance hidráulico, es posible conocer la disponibilidad de agua superficial. Contar con el balance hidráulico permite:

- a) Evitar la sobreexplotación del recurso en las regiones y se amplifica la disponibilidad y el aprovechamiento.
- b) Identificar las zonas óptimas para la explotación del recurso en determinada región.
- c) Ubicar las corrientes de la cuenca que producen inundaciones.
- d) Analizar la insuficiencia de obras hidráulicas.
- e) Realizar programas de administración del recurso en época de estiaje.

4.3. Métodos para determinar el volumen medio anual

En el proceso de estimación de los recursos hídricos superficiales en una cuenca o región hidrológica (sistemas de cuencas) conectadas natural o artificialmente mediante el Balance Hidráulico consta de tres fases principales:

1. Estimación del escurrimiento aguas abajo.
2. Distribución de las demandas aguas arriba.
3. Estimación de la disponibilidad.

El volumen medio anual de escurrimiento anual de escurrimiento natural se determina por diversos métodos.

4.3.1. Método directo: Registros hidrométricos

Este método se aplica si en la cuenca en estudio se cuenta con suficiente información hidrométrica para un período mínimo de 20 años en el caso común de tener un sistema de cuencas interconectadas; se debe el esquema de interconexión de la cuenca hidrológica en estudio con las cuencas vecinas, indicando los nombres de los cauces, dirección del flujo y, en su caso, la ubicación de los embalses naturales y artificiales (Agamben, 2010).

La información requerida para el procesamiento de este método es la siguiente:

- a) Nombre y área de la cuenca hidrológica o subcuenca en estudio.
- b) Ubicación de la cuenca hidrológica en cartas hidrográficas que se encuentran en los boletines hidrológicos, indicando su localización con respecto a la región o subregión hidrológica y entidad(es) federativa(s) a la(s) que pertenece.
- c) Nombre de las estaciones hidrométricas y su ubicación sobre el cauce principal.
- d) Volúmenes de extracción de la cuenca hidrológica en estudio y sus diversos usos.
- e) Notas aclaratorias necesarias.

4.3.2. Métodos indirectos: precipitación-escurrimiento

En caso de que la cuenca en estudio no se cuente con suficiente información de registros hidrométricos o ésta sea escasa para determinar el volumen medio anual de escurrimiento natural se aplica el método indirecto denominado: precipitación-escurrimiento. Una vez conocido el volumen medio anual se calcula la precipitación media anual en la cuenca (Almeyra et al., 2014):

- A) Si en la cuenca en estudio se cuenta con suficiente información pluviométrica de cuando menos 20 años, la precipitación media anual se determina a partir del análisis de los registros de las estaciones ubicadas dentro y vecinas de la cuenca, mediante el método de Polígonos de Thiessen o Isoyetas.
- B) Cuando en la cuenca en estudio no se cuenta con información pluviométrica o ésta sea escasa, la precipitación media anual se podrá obtener con apoyo de los planos de isoyetas normales anuales editados por CONAGUA.

El volumen anual de escurrimiento natural se determina con la siguiente expresión

$$C_p = U_c + E_v + E_x + \Delta v - (A_b + A_r + R + I_m) \quad (1)$$

en donde

- C_p = Escurrimiento por cuenca propia.
- U_c = Usos consuntivos.

- Ev = Evaporación en vasos.
- Ex = Exportaciones.
- Δv = Cambio de almacenamiento.
- Ab = Escurrimiento aguas abajo.
- Ar = Escurrimiento aguas arriba.
- R = Retornos.
- Im = Importaciones.

4.3.3. Estimación del escurrimiento aguas abajo

El volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo del sitio de interés, se determina mediante la siguiente manera. El principio de continuidad se aplica de la siguiente forma:

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} = \Delta v. \quad (2)$$

En esta ecuación Δv representa el cambio anual de volumen de agua superficial almacenada (Alvarado, 2014). Se obtiene restando el volumen almacenado al principio de año en cuestión del volumen almacenado al final de mismo.

$$\Delta v = V_2 - V_1. \quad (3)$$

Identificando cada uno de los términos, la ecuación de continuidad se expresa de la siguiente manera:

$$Cp + Ar + R + Im - (Ab + Uc + Ev + Ex) = \Delta v. \quad (4)$$

Despejando de la ecuación anterior el escurrimiento aguas abajo, Ab , se tiene que

$$Ab = Cp + Ar + R + Im - (Uc + Ev + Ex + \Delta v), \quad (5)$$

donde

- Ab = Volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo.
- Cp = Volumen medio anual de escurrimiento natural.
- Ar = Volumen medio anual de escurrimiento desde la cuenca aguas arriba.
- R = Volumen anual de retornos.
- Im = Volumen anual de importaciones.
- Uc = Usos consuntivos.
- Ev = Volumen anual de evaporaciones.

- Ex = Volumen anual de exportaciones.
- Δv = Volumen anual de cambio de almacenamiento.

Esta última es la expresión para estimar el escurrimiento aguas abajo, la cual a su vez, es la base para estimar la disponibilidad en el cauce principal a la salida de la cuenca. Es importante aclarar que la estimación de la disponibilidad debe tomar en cuenta las condiciones de oferta media del agua, la cual es representada por el escurrimiento virgen promedio. El resto de los términos involucrados corresponden a un año en especial (Apha, 1998).

4.4. Distribución de las demandas aguas arriba

Aparentemente todo el escurrimiento que sale aguas abajo en una cuenca podría aprovecharse totalmente dentro de ella. Sin embargo, si existen aprovechamientos aguas abajo de esta cuenca, una fracción de este escurrimiento se utiliza para satisfacerlos parcialmente. Lo anterior se debe a que los volúmenes extraídos en el cauce principal de una cuenca intermedia se satisfacen con los volúmenes aportados por los escurrimientos provenientes de aguas arriba, con el escurrimiento por cuenca propia, los retornos y con las importaciones, si es que existen estos últimos. Esta distribución de la extracción se hace en cada cuenca intermedia de manera proporcional a cada uno de estos conceptos y se procede de aguas abajo hacia aguas arriba (Babbit y Harold, 1975).

Se entiende como volumen reservado aguas abajo Re_{XY} de una cuenca X , la fracción del escurrimiento superficial que sale de la misma y que contribuye a satisfacer las extracciones de la cuenca de aguas abajo. El volumen reservado por cuenca propia Re_{XX} es el que contribuye a la satisfacción de las extracciones dentro de la misma cuenca X . La distribución de las demandas se inicia de aguas abajo hacia aguas arriba. Para efectos de cálculo, las entradas se consideran como oferta y las salidas como volumen comprometido. La oferta es la suma de los escurrimientos aguas debajo de las subcuencas analizadas aguas arriba de ese punto, más el escurrimiento virgen o natural de la subcuenca de interés, más las importaciones y los retornos si los hubiere. Matemática se puede expresar como

$$\sum_{i=1}^n Ab + Cp + Im + R, \quad (6)$$

donde n es el número de subcuencas interconectadas en ese punto (Bastidas y García, 2005).

Con la finalidad de evaluar los volúmenes reservados. Al valor obtenido con la ecuación (5) se le considera como el 1" % de la oferta correspondiéndoles un porcentaje respectivo a cada uno de los componentes de dicha ecuación. El volumen comprometido se determina con la ecuación

$$Vc = \sum (Uc + Ev + Ex + R_{XY}). \quad (7)$$

4.4.1. Determinación de los volúmenes disponibles en cada subcuenca

A continuación se explicará la disponibilidad media anual superficial de una cuenca hidrológica. Ésta, se determina en el cauce principal en la descarga de la cuenca hidrológica, mediante la expresión

$$D_{XY} = Ab_X - R_{XY} \quad (8)$$

en donde

- D_{XY} = Disponibilidad media anual superficial a la salida de una subcuenca.
- Ab_X = Volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo.
- R_{XY} = Volumen anual actual comprometido que dicha subcuenca contribuye para satisfacer las extracciones aguas abajo.

Asimismo, los volúmenes remanentes disponibles por subcuenca propia son:

$$D_{XX} = Cp_X - R_{XX}, \quad (9)$$

en donde

- D_{XX} = Disponibilidad media anual superficial por cuenca propia.
- Cp_X = Escurrimiento natural o virgen por cuenca propia.
- R_{XX} = Volumen anual actual comprometido por cuenca propia.

Para la clasificación de las subcuencas por zonas de disponibilidad, se utiliza el término de disponibilidad relativa Dr , el cual está expresado por la siguiente ecuación:

$$Dr = \frac{\text{Oferta de la cuenca}}{V_c}, \quad (10)$$

donde V_c es el volumen comprometido, que equivale al volumen reservado de una cuenca X para una cuenca Y (Re_{XY}) más el caudal ambiental o volumen ecológico destinado a la preservación de la flora y la fauna de los cauces (Benavides, 2011). De acuerdo con el rango en que se encuentre el valor de la disponibilidad relativa Dr , se clasifica a la cuenca o subcuenca de acuerdo a lo siguiente:

- $Dr \leq 1.4$, déficit.
- $1.4 < Dr \leq 3.0$, equilibrio.
- $3.0 < Dr \leq 9.0$, disponibilidad.
- $9.0 < Dr$, abundancia.

4.4.2. Metodología de un balance hidráulico

Los pasos para realizar un balance hidráulico son los siguientes:

1. Ubicación del sistema de cuencas (región hidrológica) o de la cuenca de interés con el boletín hidrológico de la región correspondiente y en cartas hidrográficas.
2. Dividir la región hidrológica o cuenca en estudio en subcuencas de acuerdo a las estaciones hidrométricas que se encuentran sobre el cauce principal.
3. Se identifica el nombre de las subcuencas.
4. Tomando como base el cauce principal se construye una interconexión de las subcuencas asignándoles una letra o número progresivo e identificando el lugar de origen y el de destino.
5. Se aplica el Método de Balance Hidráulico con la ecuación

$$Cp + Ar + R + Im - (Ab + Uc + Ev + Ex) = \Delta v. \quad (11)$$

6. Se recopila la información de los registros hidrométricos, evaporaciones, exportaciones, importaciones, precipitaciones, usos consuntivos, variación de almacenamiento de cada estación implicada en el estudio. Esta información se puede obtener de las bases de datos de Bandas, Erick, REDPA, Boletines Hidrológicos o tarjetas de lluvias mensuales de la CONAGUA.
7. Si están incompletos los registros de escurrimiento, evaporación y precipitación deben generarse los datos faltantes por procedimientos adecuados para tal efecto como los de correlación o el método de regresión lineal.
8. Si se cuenta con la información de la ecuación (11) se calcula el escurrimiento virgen o natural mediante el empleo de métodos directos.
9. Si no se cuenta con la información del inciso 6), entonces para determinar el escurrimiento natural o virgen se recurren al empleo de métodos indirectos.
10. A continuación se procede a determinar el valor del escurrimiento aguas abajo de cada subcuenca con la ecuación

$$Ab = Cp + Ar + R + Im - (Uc + Ev + Ex + \Delta v). \quad (12)$$

11. En seguida se determina la distribución de las demandas aguas arriba.
12. Se determinan los volúmenes superficiales disponibles hacia aguas abajo y por cuenca propia de cada subcuenca con las ecuaciones

$$D_{XY} = Ab_X - R_{XY} \quad (13)$$

y

$$D_{XX} = Cp_X - R_{XX}. \quad (14)$$

13. Se obtiene la disponibilidad relativa con la ecuación

$$Dr = \frac{\text{Oferta en la cuenca}}{V_c} \quad (15)$$

y los resultados de la oferta y el volumen comprometido evaluados en el inciso (11).

14. Finalmente, con estos últimos resultados se clasifica a la cuenca.

15. Se emiten las conclusiones y recomendaciones para el mejor uso y aprovechamiento del agua (Borkjund et al., 2017).

4.4.3. Matriz de balance hidráulico

A continuación se presenta la descripción de las columnas que integran la matriz de balance hidráulico superficial.

- a) Se anota en orden descendente el número de líneas a utilizar de acuerdo con las cuencas que integran la región hidrológica.
- b) Se asigna el nombre de la cuenca, subregión y región hidrológica.
- c) Se interconectan las cuencas por medio del número de línea asignada, de origen hacia destino.
- d) Se calcula C_p con la ecuación

$$C_p = Ab + U_c + Ex + Ev - (Ar + Im + R). \quad (16)$$

La ecuación anterior proviene del plantamiento de la ecuación de continuidad aplicada al agua superficial dentro del ámbito de una cuenca. Dicho planteamiento se realiza bajo la suposición de que el período de tiempo analizado es suficiente prolongado, $t \rightarrow \infty$, como para considerar que el cambio de volumen en el volumen de almacenamiento, Δv , es despreciable (Borolla et al., 2003).

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} = \Delta v \approx 0, \text{ cuando } t \rightarrow \infty. \quad (17)$$

Identificando las entradas y salidas consideradas en las definiciones, la ecuación de continuidad se puede escribir de la siguiente manera:

$$C_p + Ar + Im + R - (Ab + U_c + Ex + Ev) = 0. \quad (18)$$

En donde, despejando C_p , se obtiene la ecuación para la estimación del escurrimiento virgen en base a los escurrimientos aforados aguas arriba, Ar , y aguas abajo, Ab , de la cuenca en cuestión.

4.5. Aprovechamiento de recursos hídricos

Los recursos hídricos aprovechables por el hombre tienen su origen en el ciclo hidrológico y por lo tanto la evaluación de estos mediante un balance hidráulico de las diferentes cuencas hidrográficas demanda el conocimiento del mismo, junto con los factores básicos y parámetros más importantes que intervienen en él. La hidrología es la encargada de la evaluación y desarrollo de los recursos hidráulicos, de ahí la importancia del conocimiento en este campo como un elemento esencial para garantizar el máximo aprovechamiento de la disponibilidad del recurso en la realización de una obra de control o uso de agua en un sitio determinado. Entonces, la tarea del hidrólogo es determinar el gasto máximo proveniente del sistema de cuencas de drenaje del afluente en cuestión, evaluando el impacto de los eventos hidrológicos en el sistema hidráulico para seleccionar el valor de las variables importantes que permitan un comportamiento satisfactorio del mismo, ya que si el valor que se adopte para el proyecto es excesivo, aumenta el costo inicial y si es escaso aumenta el costo de reparación (Bryan, 1992).

Para tal efecto, es necesario realizar una serie de estudios de carácter social, económico y técnico con los cuales se llega a conocer todo tipo de información para la mejor planeación y seguridad del proyecto, la manera más conveniente de recuperar la inversión y a futuro la forma de solucionar problemas de operación y conservación. La Hidrología está definida como la ciencia que se encarga del estudio y cuantificación del agua en sus tres estados, su ocurrencia, circulación y distribución, sus propiedades físicas y químicas y su influencia sobre el medio ambiente, incluyendo su relación con los seres vivos. El dominio de la hidrología abarca la historia completa del agua sobre la tierra. Relativamente es una ciencia joven que se ha visto favorecida por los rápidos avances en la instrumentación de adquisición de datos y las herramientas de cálculo para el análisis. Es importante señalar que del análisis de los aforos de la corriente y de la relación entre la precipitación y el escurrimiento, como una expresión integral en una cuenca en particular, definen las características de la disponibilidad del recurso (CONAGUA, 2011).

Por otro lado, el ciclo hidrológico es un término descriptivo aplicable a la circulación general del agua en la tierra, que involucra un proceso de transporte recirculatorio e indefinido o permanente debido fundamentalmente a dos causas: la primera, el sol que proporciona la energía para elevar el agua (evaporación); la segunda, la gravedad terrestre, que hace que el agua condensada descienda (precipitación y escurrimiento). Se puede suponer que el ciclo hidrológico se inicia con la evaporación del agua en los océanos; el vapor de agua resultante del proceso anterior es transportado por las masas de aire en movimiento (viento) hacia los continentes. Bajo condiciones meteorológicas adecuadas el vapor de agua se condensa para formar nubes, las cuales a su vez dan origen a las precipitaciones (lluvias) (CONAGUA, 2021).

No toda la precipitación llega al terreno, ya que una parte se evapora durante su caída y otra es retenida (intercepción) por la vegetación o los edificios, carreteras, etc. y poco tiempo después es retornada a la atmósfera en forma de vapor. El agua que alcanza la superficie terrestre, una parte de ella queda retenida en los huecos o irregularidades

del terreno (almacenamiento en depresiones) y en su mayoría vuelve a la atmósfera por evaporación. La otra parte circula sobre la superficie (lluvia en exceso) y se encuentra en pequeños surcos que luego integran arroyos, los cuales posteriormente desembocan en los ríos (escurrimiento superficial) los que conducen las aguas a los lagos, embalses o mares, desde donde se evapora bien, se infiltra en el terreno (Di Rienzo, 2015).

Existe una tercera parte de la precipitación que penetra bajo la superficie del terreno (infiltración) y va rellenando los poros y fisuras de ese medio poroso. Si el agua filtrada es abundante, una parte desciende hasta recargar el agua subterránea, en cambio cuando el volumen infiltrado es escaso el agua queda retenida en la zona no saturada (humedad del suelo), de donde vuelve a la atmósfera por evaporación o principalmente, por transpiración de las plantas; como en la práctica no es fácil separar ambos fenómenos, se suelen englobar en el término Evapotranspiración. Bajo la influencia de la gravedad, tanto el escurrimiento superficial como el agua subterránea se mueve hacia las zonas bajas y con el tiempo integran el escurrimiento total de un río para fluir hacia los océanos (Galdos y Carmona, 2017).

En resumen, el ciclo hidrológico representa el agua circulando a partir del mar, y por evaporación se forman nubes que penetran en los continentes provocando lluvias que al caer a tierra escurren superficialmente dando lugar a los ríos, arroyos y lagos, esta lluvia también se infiltra formando mantos freáticos y mantos profundos. De la superficie libre del agua de los ríos, arroyos y lagos, esta se evapora retornando a la atmósfera y nuevamente formando nubes, con las cuales se inicia este ciclo de acontecimientos que se repite indefinidamente (Galindo y Viqueira, 2017).

4.5.1. Fases del ciclo hidrológico

Evaporación. La hidrología define la evaporación como la tasa neta de transporte de vapor hacia la atmósfera. Sin embargo, la realidad es que existe continuamente un intercambio de moléculas de agua hacia y desde la atmósfera. El cambio de estado líquido a vapor, requiere de un intercambio de calor de 580 calorías por cada gramo de agua evaporada. Esta energía y la gran cantidad de calor necesario para que se mantenga la temperatura en el suelo, debe ser proporcionada por la radiación solar y la conducción de esta radiación por la capa de aire en contacto, o bien por la cesión de calor de las capas de suelo debajo de la superficie (García, 2006).

Es difícil de valor la evaporación, puesto que depende de factores meteorológicos tales como periodo de tiempo considerado, radiación solar, temperatura del aire, presión de vapor, viento y probablemente también intervenga la presión atmosférica. La latitud también interviene puesto que la radiación solar varía con ella. La radiación también varía con la época del año, con la hora del día y con el porcentaje de nubosidad. Una superficie libre de agua y una de suelo saturado del mismo tamaño y a la misma temperatura, tienen aproximadamente la misma tasa de evaporación, pero cuando el suelo se va secando la evaporación disminuye y su temperatura aumenta manteniéndose de esta manera el balance de energía (García, 2015).

El vapor de agua puede disiparse de dos maneras:

- a) por simple difusión en el aire en calma y
- b) por arrastre del viento.

En el primer caso el fenómeno es muy lento y tiene poca importancia, pero se empiezan a ver sus efectos cuando se forman las corrientes termales (corrientes de aire ascendente) que son resultado de la diferencia de densidad de sus distintas capas. El aire húmedo es más ligero que el seco, entonces la capa de aire en contacto con el suelo húmedo se vuelve más ligera y comienza a ascender provocando un movimiento circulatorio de abajo hacia arriba y haciendo bajar el aire seco de arriba hacia abajo. Al efecto de estas corrientes verticales, se suma la acción de los vientos que son, además, los verdaderos portadores de la humedad oceánica. Estos vientos se deben principalmente al calentamiento desigual del planeta, a las distintas latitudes y las distintas épocas del año, presentándose diferencias de presión que rompen el equilibrio de la atmósfera y originan corrientes aéreas permanentes o estacionales, cuyo recorrido se debe al movimiento de rotación de la tierra y a la forma de los continentes, así como a la menor capacidad calórica de éstos comparada con la capacidad calórica del mar (González et al, 2014).

Transpiración. En el proceso de nutrición de las plantas, el agua sustraída del suelo por las raíces, se evapora hacia la atmósfera a través de los estomas y sólo una pequeña porción es retenida dentro de los vegetales, con el objeto de formar y regenerar tejidos y crear sustancias alimenticias en solución. Esta pequeña porción constituye el 1.0 % o menos del total de agua transpirada. Por las consideraciones anteriores, se estima que el agua transpirada más el agua evaporada desde la superficie del suelo, constituyen la *evapotranspiración*. El mecanismo de la evapotranspiración es importante, porque a través de él una buena parte del agua de precipitación regresa a la atmósfera. Cuando se trata de estudiar el balance hidráulico en una determinada cuenca, se hace uso de la evapotranspiración como un todo, pues es difícil separar a sus dos componentes y estudiarlas separadamente (Guentzel et al., 2016).

Condensación del vapor. Cuando una masa de aire se encuentra saturada con vapor de agua y se pone en contacto con una superficie líquida, este contacto origina una disminución de temperatura que provoca la condensación y esta continuará hasta que se establezca el equilibrio de temperaturas entre la masa del aire y la superficie líquida. Cuando no existe la superficie líquida, la condensación puede efectuarse sobre los cuerpos sólidos o en el seno de la masa de aire, pero entonces las leyes que rigen la condensación son diferentes. La temperatura sigue siendo el factor principal que hace variar la tensión de saturación y su relación es directamente proporcional pero con valores diferentes en el caso de que la superficie aún siendo agua, sea curva, puesto que la superficie de la tierra es curva. Cuando en la atmósfera existan núcleos de condensación se inicia aún cuando el descenso de temperatura sea pequeño (Günter, 2012).

Precipitación. Precipitación es el agua que recibe la superficie terrestre en cualquier estado físico proveniente de la atmósfera. Para que se origine la precipitación es necesario que una parte de la atmósfera se enfríe hasta que el aire se sature con el vapor de agua, originándose la condensación del vapor atmosférico. El hecho de que exista la condensación no necesariamente implica la precipitación, sino que deben existir imprescindiblemente los núcleos de congelamiento o condensación (humos, óxido de nitrógeno, yoduro de plata y otras sales). El enfriamiento de la atmósfera se logra por la elevación del aire. De acuerdo con la condición que provoca dicha elevación, la precipitación puede ser por convección, orográfica y ciclónica (Henze et al., 2012).

4.5.2. Características fisiográficas

La localización geográfica de la cuenca en el punto de interés se da por las coordenadas geográficas (latitud y longitud) y por el número de la carga topográfica. La ubicación de la cuenca debe ser con respecto a las regiones hidrológicas de México, según la subdivisión establecida. La orientación afecta las pérdidas por transpiración y evaporación debido a la influencia que tiene en la cantidad de calor solar que recibe una cuenca. Por ejemplo, en las cuencas ubicadas en las regiones frías la dirección de la pendiente resultante de la cuenca hacia el sur o el norte tiene influencia en el tiempo de deshielo de las nieves acumuladas en dicha cuenca y por lo tanto, en el volumen con que la nieve contribuye al escurrimiento superficial (Jiménez, 2001).

En cualquier cuenca las características del escurrimiento superficial se ven influenciadas por el tipo predominante de suelo. Influye debido a las diferentes capacidades de infiltración que a su vez son el resultado de las propiedades mecánicas del mismo, como el tamaño de los granos del suelo, el modo en que están agrupados y de la forma y arreglo de sus partículas. Los suelos con material coloidal se expanden o contraen con los cambios del contenido de agua, afectando así su capacidad de infiltración. La porosidad afecta la infiltración y la capacidad de almacenamiento de los suelos y varía mucho con los diferentes tipos de éstos. La porosidad no depende del tamaño de las partículas, sino más bien de su arreglo, forma y grado de compactación. Los suelos rocosos no suelen poder absorber cantidades apreciables de agua (salvo que se encuentren muy diaclasados), por lo que producen escurrimientos importantes. Un caso especial es el de los suelos calizos, que pueden admitir enormes cantidades de agua a través de sus conductos originados por la disolución. Por el contrario, los suelos formados por rocas descompuestas y edafizadas pueden admitir cantidades variables de agua, según su proporción de grava, arena, limo y arcilla (Jiménez y Chávez, 2000).

De todos los factores que afectan el escurrimiento superficial en una cuenca, el uso del suelo es uno de los más importantes. Ya que de las características físicas (textura, profundidad, densidad, etc.) y químicas (riqueza en elementos nutritivos, pH, bases de cambio, salinidad, etc.) depende el desarrollo de la vegetación, espontánea o cultivada, y de ahí su gran influencia en el balance hídrico, dado que los volúmenes de agua consumidos en la transpiración y en el desarrollo de las plantas (evapotranspiración) pueden ser muy importantes. Y por otra parte, su influencia en el escurrimiento es grande, ya que

la vegetación densa, especialmente la de tipo herbáceo, ofrece una gran resistencia al escurrimiento del agua por la superficie del terreno. Este factor está íntimamente ligado al de la infiltración y capacidad de retención del suelo (Koonz y Heinz, 2004).

El perímetro de la cuenca es la longitud obtenida siguiendo con un curvímetro y tomando en cuenta la escala en la carta topográfica, el contorno del parteaguas. El área de la cuenca de drenaje de una corriente, está definida por la superficie de la proyección horizontal en planta delimitada por el parteaguas y es importante desde varios puntos de vista aún cuando la cuenca de drenaje superficial no coincide con la cuenca de drenaje subterránea, ya que esta última depende de la formación geológica del subsuelo. Estos puntos de vista son:

- a) Constituye un valor que sirve de base para calcular otros elementos.
- b) Generalmente los caudales crecen a medida que aumenta el área.
- c) El crecimiento del área de una cuenca actúa como un factor de compensación, de manera que es más fácil que se presenten avenidas pronunciadas en cuencas pequeñas que en cuencas grandes. El área se determina con ayuda de un planímetro (Kulinkina, 2016).

El tamaño de la cuenca afecta la magnitud de las avenidas y de los escurrimientos mínimos y medios en formas muy diversas, por lo tanto, sus efectos deben considerarse debidamente. Las cuencas de captación de la red de drenaje se subdividen en dos grupos: grandes y chicas según su extensión y sus características más relevantes. En una cuenca chica, la variación y cantidad de los escurrimientos están muy influenciados por las condiciones físicas del suelo y la cubierta vegetal (sobre las cuales el hombre interactúa), por lo que, el escurrimiento superficial es más dominante que el efecto de almacenamiento y éste tendrá mayor sensibilidad a lluvias de alta intensidad y corta duración. En las cuencas grandes el efecto de almacenamiento es tan pronunciado que esa sensibilidad de las cuencas chicas disminuye (Laino, 2016). La clasificación mayormente adoptada de las cuencas es la siguiente:

- Cuenca muy pequeña. Menor que 25 km².
- Cuenca pequeña. De 25 a 250 km².
- Cuenca intermedia pequeña. De 250 a 500 km².
- Cuenca intermedia grande. De 500 a 2500 km².
- Cuenca grande. De 2500 a 5000 km².
- Cuenca muy grande. Mayor a 5000 km².

La estimación de los recursos hídricos en la cuenca o en una región hidrológica (sistema de cuencas) mediante un estudio de los volúmenes de escurrimiento de la corriente principal, desde su origen y analizando cada uno de sus tributarios, permite establecer un

balance hidráulico para determinar la cantidad de agua con que se cuenta y de esta manera controlarla, administrarla y distribuirla de forma eficaz en la necesidades humanas y del entorno para guardar el equilibrio natural. Esto cada vez es de suma importancia, ya que día a día se requiere mayor consumo del líquido y las condiciones climatológicas extremas no permiten aprovecharla al máximo y hacer un uso mejor de ella. Entonces, un adecuado balance hidráulico de los recursos hídricos permite:

1. Estimar el potencial hídrico para evitar una sobreexplotación del recurso en una determinada región, o bien, extender su disposición y aprovechamiento.
2. Conocer zonas favorables para la explotación subterránea o superficial del recurso.
3. Ubicar las corrientes de la cuenca que producen inundaciones.
4. Determinar las posibles llanuras de inundación y sus lugares de influencia para tomar las medidas necesarias y en lo posible disminuir las consecuencias y daños que éstas ocasionan.
5. Analizar la insuficiencia de obras hidráulicas existentes para tomar las precauciones oportunas en las presas (de almacenamiento), en caso de derramar o dejar pasar el gasto excedente a la capacidad de diseño de la estructura.
6. Realizar programas de administración del recurso en época de estiaje.

El balance hidráulico total en una cuenca o región hidrológica, es la suma algebraica de los recursos hídricos superficiales y subterráneos considerados de manera integral, de tal forma que el incremento o decremento en volumen en uno de ellos produce el efecto contrario en el otro, exceptuando el componente de evaporación. Por lo que el balance hidráulico superficial se realiza con la suma algebraica del gasto base en la corriente y las extracciones de agua para uso y aprovechamiento humano y consuntivo de una cuenca. El balance hidráulico subterráneo se obtiene como la suma algebraica de los componentes de recarga y descarga natural del sistema acuífero y de sus variaciones a través del tiempo (Laino, 2015).

Aún cuando los recursos hidráulicos superficiales y subterráneos deben considerarse de manera integral, para el desarrollo de diferentes trabajo se manejarán separados ya que diversos estudios comprenden sólo el balance hidráulico superficial, conocido en la literatura como balance hidrológico. El método de balance hidráulico es flexible en el sentido de que puede aplicarse en cualquier punto de una corriente y manejarse para diversas magnitudes de terreno dentro de una misma superficie principal. Entonces, la ecuación de balance hidráulico permite relacionar las cantidades de agua que circulan por el ciclo hidrológico y expresan el principio que indica que el agua ni se crea ni se destruye. Para su estimación se recurre a la fórmula de continuidad que consiste en la diferencia de las entradas y salidas que dan como resultado un ΔV que representa el cambio de volumen de agua superficial almacenada

$$\text{Entrada} - \text{Salida} = \text{Cambio de almacenamiento.} \quad (19)$$

La simplicidad de la ecuación anterior es frecuentemente engañosa ya que en ella intervienen variables hidrológicas como la precipitación (P), evaporación (E), transpiración (T), escurrimiento superficial (R), infiltración (I), escurrimiento subterráneo (G) y los términos de almacenamiento (S) que en la mayoría de los casos no pueden ser cuantificados fácilmente. La ecuación simplificada se escribe como

$$P - R - E - T - G = \Delta S. \quad (20)$$

La ecuación del balance hidrológico es una herramienta útil para obtener estimaciones de la magnitud y distribución en el tiempo de las variables hidrológicas que en ella intervienen. De una manera más completa la ecuación toma la forma

$$Cp + Ar + R + Im - (Ab + Uc + Ev + Ex) = \Delta V, \quad (21)$$

en donde

- Cp = escurrimiento virgen.
- Ar = escurrimiento aguas arriba.
- R = retornos.
- Im = importaciones.
- Ab = escurrimiento aguas abajo.
- Uc = usos consuntivos.
- Ev = evaporación.
- Ex = exportaciones.

De este modo, las entradas están conformadas por:

Cp . **Escurrecimiento por cuenca propia.** También llamado escurrimiento virgen, es el escurrimiento total medio anual proveniente de una cuenca sin aprovechamiento. En el caso de existir aprovechamientos, el escurrimiento virgen, en general, será igual al volumen aforado más las extracciones netas. Con un grado aceptable de detalle se puede definir como la suma del escurrimiento aguas abajo, las extracciones para usos consuntivos, las exportaciones y las evaporaciones en los vasos de almacenamiento menos la suma del escurrimiento aguas arriba, las importaciones y los retornos utilizables (Leal, 2009).

Ar . **Escurrecimiento aguas arriba.** Es el volumen medio anual de agua que a través de un cauce natural proviene de una cuenca hidrológica ubicada aguas arriba de la cuenca o subcuenca en análisis (Lintern, 2017).

R . **Retornos utilizables.** Son los volúmenes promedio que se reincorporan a la red de drenaje fluvial de la cuenca hidrológica como remanentes de los volúmenes aprovechados en los diferentes usos del agua. Es importante aclarar que dichos volúmenes serán

tomados en cuenta para los objetivos del balance siempre y cuando sean reintegrados a la red con carga suficiente para poder ser aprovechados en la misma cuenca o en otra aguas abajo. En este último caso, los retornos se deberán incluir en el balance de la cuenca aguas abajo como parte del escurrimiento aguas arriba. En los balances de ambas cuencas se deberán especificar los volúmenes que corresponden a retornos para no duplicarlos al cuantificar el escurrimiento aguas abajo. Para el caso en que lo permita la información, indicar la aportación de las descargas residuales provenientes de agua superficial y subterránea, los reúsos, los retornos agrícolas, entre otros (López, 2000). Las salidas están conformadas por:

Ab. **Escurrecimiento aguas abajo.** Es aquel que a través de un cauce natural sale de la cuenca hacia otra de cotas inferiores.

Uc. **Usos consuntivos.** Son los volúmenes que se extraen o derivan de los almacenamientos o directamente de los cauces para satisfacer las demandas de los diversos sectores usuarios que existen en la cuenca tales como el agua potable, agricultura, abrevadero, industria, medio ambiente. Cabe aclarar que el medio ambiente no tiene un consumo propiamente, pero su volumen no es aprovechable dado que lo requiere para su subsistencia. Su uso consume parte del volumen extraído o derivado presentando normalmente incremento y/o variaciones a lo largo del tiempo. El U_c se determina como la diferencia entre el volumen que se extrae y el que se retorna (Marañón y López, 2008).

Un. **Usos no consuntivos.** Son aquellos volúmenes que después de ser aprovechados pasan a formar parte de la red en su totalidad, ya que los procesos en que participa no existe consumo. Como ejemplos se tienen los empleados en la generación de energía eléctrica en hidroeléctricas, acuicultura y recreación, aún cuando estos dos últimos no emplean volúmenes considerables. Generalmente no se consideran en el balance ya que se integran a la red después de su uso, sin embargo en el caso especial de algunas cuencas, donde las demandas no consuntivas para generación de energía eléctrica, se localizan en las cotas más bajas, es forzoso reservar volúmenes en las cuencas de aguas arriba para que transiten los volúmenes necesarios para la satisfacción de sus demandas, por lo que se consideran en el balance como un uso comprometido que forma parte de las demandas de la cuenca en cuestión (Musalem, 2014).

Ev. **Evaporación.** Es el proceso por el cual las moléculas de agua en la superficie de un cuerpo de agua natural o artificial o en la tierra húmeda, adquieren la suficiente energía cinética de la radiación solar y pasan del estado líquido al gaseoso.

Ex. **Exportaciones.** Es el volumen de agua superficial o subterránea que se transfiere de una cuenca hidrológica o unidad hidrogeológica a otras u otras, hacia las que no drena en forma natural (OPS, 2005).

Re. **Volumen reservado.** Es el escurrimiento que sale de la cuenca y que contribuye a satisfacer las extracciones de las cuencas aguas abajo (Ordóñez, 2011).

4.5.3. Disponibilidad de agua superficial

El estudio del balance hidráulico permite conocer la disponibilidad de agua superficial de la cuenca, es decir, el volumen de agua que después del análisis hidrológico e hidráulico nos queda para satisfacer las demandas de los usuarios de la fauna, flora y cultivos de cada lugar por lo que este apartado se trata a continuación. La disponibilidad media anual de aguas nacionales superficiales en cuencas hidrológicas clasificadas como grandes (área mayor de 3000 km²), deberán subdividirse en función de la problemática regional que enfrente el uso del recurso, de la importancia de sus afluentes, localización de los diferentes usuarios e información hidroclimatológica disponible. La disponibilidad media anual de agua superficial en una cuenca hidrológica es el valor que resulta de la diferencia entre el volumen medio anual de escurrimiento de una cuenca hacia aguas abajo y el volumen anual actual comprometido aguas abajo (Orozco, 2020).

- a) El volumen medio anual de escurrimiento de una cuenca hacia aguas abajo es la suma algebraica de el volumen medio anual de escurrimiento desde la cuenca aguas arriba; se determina con la expresión utilizada para calcular el volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo que corresponde al de la subcuenca ubicada aguas arriba en estudio (Pirrone, 2010).
- b) Volumen anual actual comprometido aguas abajo. Cantidad de agua que se debe preservar para satisfacer los derechos de explotación, uso o aprovechamiento de agua asignada o concesionada, y para satisfacer las reservas establecidas conforme a la programación hidráulica la cual es un conjunto de programas y estrategias, mediante los cuales se precisan los objetivos nacionales, regionales, estatales y locales de la política en materia de agua; las prioridades para la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales; la conservación de su cantidad y calidad; los instrumentos para la implantación de acciones programadas; los responsables de su ejecución y el origen y destino de los recursos requeridos (Plascencia, 2014).

Una vez obtenida la disponibilidad de agua superficial, se calcula el índice de la disponibilidad relativa, el cual representa el grado de aprovechamiento de las aguas superficiales de una cuenca. Este último se estima con base en el agua que escurre en la cuenca, independientemente de que sea factible su utilización. Se define como el cociente que resulta de dividir la oferta en la cuenca entre el volumen comprometido. Este índice clasificará la cuenca o subcuenca en condiciones de escasez, de equilibrio, de disponibilidad y abundancia. Aunque existen clasificaciones, en la práctica sólo es factible de aprovecharse un 70 % del agua que escurre en una cuenca, es decir

$$\frac{Uv + Ev + Ex + Re}{Cp + Ar + R + I} \approx 0.7. \quad (22)$$

El 30 % restante representa las corrientes llamadas *aguas broncas* que son los volúmenes que no son posibles regular mediante infraestructura. Por tanto, 0.7 representa el límite superior práctico de la posible utilización real de agua que escurre en una cuenca.

En términos de la disponibilidad relativa, el criterio anterior se expresa de la siguiente manera

$$\frac{Cp + Ar + R + I}{Uv + Ev + Ex + Re} \approx (0.7)^{-1} = 1.4, \quad (23)$$

que es el límite superior del primer rango e indica que el agua disponible está comprometida al máximo real de su disponibilidad y casi siempre en déficit (Ramos, 2012).

La eficiencia total media de cualquier aprovechamiento oscilar alrededor del 50 %, lo que en términos de aprovechamiento equivaldría a $0.7 \times 0.5 = 0.35$, cuyo recíproco $(0.35)^{-1} = 3.0$, es el límite superior del segundo rango. Esto indica que la cuenca se encuentra en equilibrio respecto a la media de la eficiencia y prácticamente no se podría aceptar más demanda.

La idea de comparar la disponibilidad media de una cuenca contra la demanda de un año en especial, proviene del hecho de que se pretende estimar la disponibilidad de agua superficial mediante una comparación entre la capacidad promedio de aportación de escurrimiento de una cuenca contra las demandas. Esto último representa lo más apegado a la realidad respecto a las demandas debido a que en general ellas tienden a incrementarse en el transcurso del desarrollo de las cuencas. La condición de oferta media cobra sentido al considerar que dicho valor es el más probable de ocurrir a través del tiempo. En este sentido, se tienen las siguientes definiciones (Rodríguez, 2016):

- i) **Déficit.** Se considera que la cuenca se encuentra en este rango cuando no es posible abastecer todo el volumen de agua que se requiere aún en épocas de lluvia y es peor cuando es período de sequía o estiaje.
- ii) **Equilibrio.** El agua con que cuenta la cuenca sólo satisface al volumen requerido pero no se puede aceptar más demanda ya que no se podría abastecer, evitando así una sobreexplotación del recurso.
- iii) **Disponibilidad.** Cuando son épocas normales o de lluvia se puede concesionar cierto volumen de agua solicitado, pero no comprometido, ya que se cuenta con un excedente, el cual disminuye en épocas de estiaje.
- iv) **Abundancia.** Se dispone de un gran volumen de agua, que supera a la demanda por lo que el potencial hídrico tiene la posibilidad de extender su disposición y aprovechamiento.

Los diversos criterios que se dispone actualmente para estimar los volúmenes escurridos anuales de una corriente, se pueden clasificar en dos grandes grupos:

1. Métodos que se basan en el transporte de información hidrométrica de una estación de aforos cercana; estos criterios también se conocen como métodos de similitud de cuencas o de analogía hidrológica.
2. Métodos que se basan en la información climatológica disponible, principalmente en valores anuales de lluvia y temperatura media (Sánchez, 2000).

Algunos de los métodos más usados son:

- A. Métodos de estimación del volumen escurrido anual.
 - a) Métodos basados en la similitud de cuencas.
 1. Método del transporte de información hidrométrica
 2. Método de Heras.
 - b) Métodos basados en datos climáticos.
 1. Método de Temez.
 2. Métodos basados en el déficit de escurrimiento.
 3. Método de Langbein.
 4. Método de Smith.
 5. Método del coeficiente de escurrimiento.
 6. Fórmula de Turc.
 7. Fórmula de Coutagne.
- B. Métodos de estimación del volumen escurrido mensual.
 - a) Método del balance hídrico edafólico.
 - b) Método del U.S.C.S.
 - c) Método de los fragmentos.

Recientemente, se han desarrollado unos métodos que se basan en la información hidrométrica de la zona y que permiten generar estocásticamente secuencias del escurrimiento anual y mensual, en el punto de interés de la cuenca no aforada. En relación con la confiabilidad de los métodos que se presentan para estimar escurrimientos anuales en una cuenca sin aforos, es oportuno indicar que éstos se presentan en un probable orden decreciente de confiabilidad; lo anterior de acuerdo a sus bases y consideraciones inherentes. Por otra parte, es posible citar algunas directrices respecto a las regiones climáticas donde un determinado criterio tiene mayor confiabilidad y también en relación con sus resultados normalmente observados, éstas son (Sandoval y Günter, 2013):

- a) La fórmula de Turc se considera que reporta resultados más aproximados en las zonas calidohúmedas, que en las regiones secas, en las que, inclusive conduce a escurrimiento cero, para años en los que sí existió.
- b) Por el contrario, el método de Langbein se considera que es más confiable en zonas secas, que en las regiones cálido húmedas.
- c) Prácticamente siempre se ha observado que la fórmula de Coutagne reporta valores demasiado altos y por el contrario el método de Smith, es más conservador en sus resultados.

- d) Por otra parte, con el método conocido como el coeficiente de escurrimiento, bastante generalizado en la República Mexicana, se ha encontrado por lo general una fuerte regularidad del escurrimiento anual, pero se considera que conduce a razonables estimaciones del volumen escurrido medio anual.
- e) Se considera que los métodos más confiables son las técnicas de transferencia de información hidrométrica y los resultados del criterio de Heras y de Temez, por las siguientes razones.

Aunque los métodos que se presentan son criterios propuestos por sus autores para la estimación del volumen escurrido medio anual su aplicación a nivel anual puede conducir a resultados poco confiables, tal es el caso del método de Becerril y de todos los criterios basados en datos climatológicos, con excepción del método de Temez. Entonces, los métodos de transporte de información hidrométrica, el de Heras y el de Temez, son en realidad los métodos más confiables y sus resultados deben ser tomados con mayor confianza. El cálculo de volumen escurrido en la corriente en un día, un mes o un año puede ser determinado por el hidrograma en un punto de un río; esto permite conocer la fluctuación del gasto, sus fechas o épocas de ocurrencia, así como sus magnitudes extremas (SNIA, 2014).

Como el hidrograma de un río relaciona gastos contra tiempo, el área bajo tal gráfica representa el volumen escurrido, entonces, cuantificando el área bajo un hidrograma en cierto intervalo se obtendrá el volumen escurrido por la corriente en dicho lapso. De acuerdo con lo anterior es prioritario contar con una curva de elevaciones-gastos en el punto del río donde se efectuará la evaluación del volumen escurrido, así mismo, es necesario contar con un registro de niveles del agua, que abarque el período en el cual se practicaron los aforos. Por lo general, es conveniente hacer el cálculo de volúmenes escurridos, dividir el año en dos épocas: la de estiaje, caracterizada por escurrimientos poco fluctuantes o constantes y la época de lluvias y avenidas, donde el gasto tiene grandes variaciones y las curvas elevaciones-gastos cambian como consecuencia de las modificaciones del cauce por socavaciones o depósitos sobre todo si el tramo de aforos es poco firme (Van Haandel y Van der Lube, 2007).

4.6. Fórmulas del balance hidráulico

4.6.1. Fórmula de Coutagne

Coutagne propuso dos fórmulas del tipo I. La primera para latitudes comprendidas entre 30° y 60° N:

$$ETR = 210 + 30T, \quad (24)$$

donde

- ETR = Evapotranspiración, en mm.
- T = Temperatura, en °C.

- P = Precipitación anual, en mm, donde $P = 800\text{mm} \pm 20\%$.

La segunda fórmula, fue deducida para cuencas tributarias al océano Atlántico, y su expresión es:

$$ETR = 255 + 33T, \quad (25)$$

donde $P = 1000\text{mm}$.

Adicionalmente, Coutagne propuso la ecuación del tipo II de la siguiente manera:

$$ETR = P - \lambda P^2, \quad (26)$$

donde

$$\lambda = \frac{1.00}{0.80 + 0.14T}. \quad (27)$$

La fórmula sólo es aplicable para valores de la precipitación media anual (P) comprendidos entre $\frac{1}{8}\lambda$ y $\frac{1}{2}\lambda$ estando ETR y P en metros y $^{\circ}\text{C}$. Si P es menor que $\frac{1}{8}\lambda$ la ETR es igual a la precipitación, es decir, no existe escurrimiento; si la precipitación P es mayor que $\frac{1}{2}\lambda$ la ETR es prácticamente independiente de P y su valor está dado por la ecuación siguiente (Vargas, 2012)

$$ETR = 0.20 + 0.035T, \quad (28)$$

donde ETR está dada en m y T en $^{\circ}\text{C}$.

Además

$$V' = P - ETR, \quad (29)$$

$$Cp = V' * \text{AREA}, \quad (30)$$

donde

- V' = Escurrimiento específico, en mm.
- P = Precipitación media anual, en mm.
- ETR =, Evapotranspiración, en mm.
- Cp = Escurrimiento virgen anual, en mm^3 .
- AREA =, Área de la cuenca, en km^2 .

4.6.2. Fórmulas de Turc

Turc, a partir de observaciones realizadas en 254 cuencas distribuidas por todos los climas del mundo, reporta la siguiente expresión:

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \left(\frac{P^2}{L^2}\right)}}, \quad (31)$$

donde

$$L = 300 + 25T + 0.05T^3, \quad (32)$$

donde ETR está dada en m y T en $^{\circ}C$.

La limitación teórica de esta fórmula es que para $P < 0.31L$ daría una ETR mayor que la precipitación, por lo tanto, en tales casos habrá que considerar a $ETR = P$. Por otra parte, los valores numéricos a los que conduce la fórmula de Turc únicamente aproximados, ya que su propio autor indica que la diferencia absoluta (e) entre los déficits medidos y los calculados quedó comprendida en los intervalos siguientes (Vega, 2019):

$$0 < e < 222mm \quad (33)$$

para las 254 cuencas estudiadas, y

$$0 < e < 40mm, \quad (34)$$

para el 55 % de las cuencas.

Las diferencias (e) serán más grandes cuanto más características excepcionales tenga la cuenca, como son: tamaño reducido, cuencas de montaña, regiones o zonas de fuerte o débil insolación, etc.

$$V' = P - ETR, \quad (35)$$

$$Cp = V' * AREA, \quad (36)$$

donde

- V' = Escurrimiento específico, en mm.
- P = Precipitación media anual, en mm.
- ETR =, Evapotranspiración, en mm.
- Cp = Escurrimiento virgen anual, en mm^3 .
- $AREA$ =, Área de la cuenca, en km^2 .

4.6.3. Método de Langbein

En 1962, W. B. Langbein propuso un método que está basado en una relación única entre P/Ft y V'/Ft , donde P es la precipitación anual, V' el escurrimiento específico anual y Ft es un factor de temperatura. Cuando P y V' se toman en milímetros y T la temperatura media del año se expresan en $^{\circ}C$, la expresión de Ft es la siguiente (Ackar y Domínguez, 2008)

$$Ft = 10^{0.027+1.886T}. \quad (37)$$

La relación entre P/Ft y V'/Ft se presenta en la siguiente tabla.

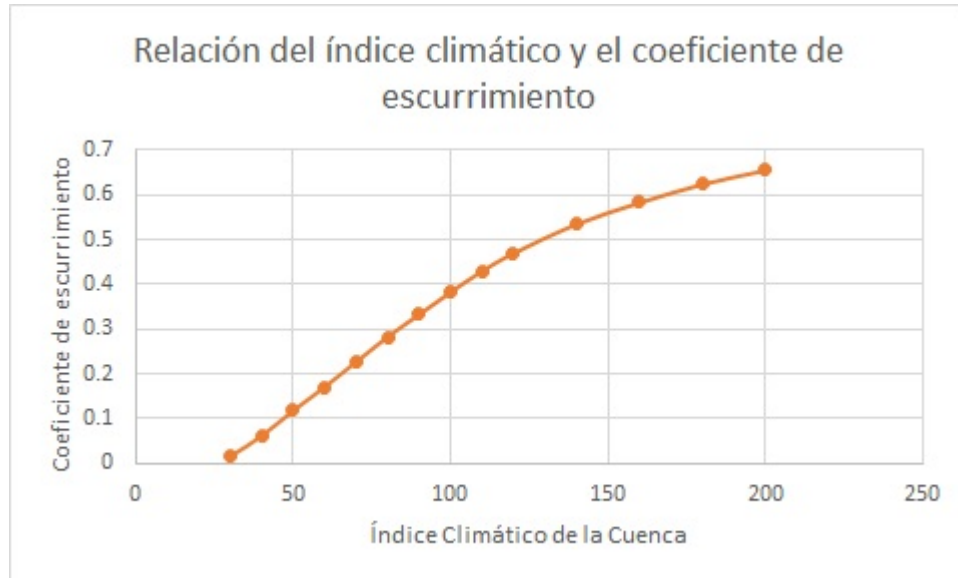
P/Ft	V'/Ft
0	0.009
1	0.026
2	0.075
3	0.200
4	0.475
5	1.000
6	1.9
7	2.7
8	3.4
10	5.0
12	7.0
14	9.7

4.6.4. Método de Smith

R. L. Smith (1970) examinó los datos de aproximadamente 250 cuencas en Estados Unidos y Puerto Rico, encontrando una relación empírica entre el coeficiente de escurrimiento y el llamado Índice Climático de la Cuenca (BDC). Dicha relación se presenta de acuerdo con la siguiente tabla (Agamben, 2010).

BCI	C
30	0.016
40	0.062
50	0.118
60	0.171
70	0.227
80	0.283
90	0.333
100	0.383
110	0.430
120	0.470
140	0.535
160	0.583
180	0.624
200	0.655

Los valores de la tabla se observan en la siguiente gráfica.



El BCI está definido por la expresión siguiente

$$BCI = 40.9 \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{P_i}{18t_i + 220} \right)^{1.11}, \quad (38)$$

donde

- BCI = Índice climático de la cuenca, adimensional.
- P_i = Precipitación mensual, en mm.
- T_i =, Temperatura media del mes, en °C.

Por lo que el escurrimiento virgen se obtiene con las siguientes fórmulas

$$V' = P - ETR, \quad (39)$$

$$Cp = V' * AREA, \quad (40)$$

donde

- V' = Escurrimiento específico, en mm.
- P = Precipitación media anual, en mm.
- ETR =, Evapotranspiración, en mm.
- Cp = Escurrimiento virgen anual, en mm³.
- $AREA$ =, Área de la cuenca, en km².

4.6.5. Método del coeficiente de escurrimiento

En 1975 la Dirección General de Obras Hidráulicas para el Desarrollo Rural de la SARH concentró en su *Instructiva de Pequeños Almacenamientos*, sus experiencias relativas a la evaluación del coeficiente de escurrimiento anual, apoyándose en la clasificación de tipos de suelos del U.S.S.C.S. Según dichas experiencias el coeficiente de escurrimiento anual C se evalúa con las fórmulas siguientes (Almeyra et al., 2014)

$$C = k \left(\frac{P - 20}{2000} \right) \quad \text{cuando } k < 0.15, \quad (41)$$

$$C = k \left(\frac{P - 250}{2000} \right) + \left(\frac{k - 0.15}{1.5} \right) \quad \text{cuando } k > 0.15, \quad (42)$$

donde

- C = Coeficiente de escurrimiento anual, adimensional.
- P = Precipitación anual, en mm.
- K = Parámetro que depende del tipo y uso o cubierta del suelo, de acuerdo a la siguiente tabla.

Cubierta (o uso) de suelo	Tipo de suelo		
	A	B	C
Barbecho, áreas incultas o desnudas	0.26	0.28	0.30
Cultivos			
En hierro	0.24	0.27	0.30
Legumbres o rotación de pradera	0.24	0.27	0.30
Granos pequeños	0.24	0.27	0.30
Pastizal			
% del suelo cubierto y pastoreo			
Más del 75%, Poco	0.14	0.20	0.28
Del 50% - 75%, Regular	0.20	0.24	0.30
Menos del 50%, Excesivo	0.24	0.28	0.30
Bosque			
Cubierto más del 75%	0.07	0.16	0.24
Cubierto del 50%-75%	0.12	0.22	0.26
Cubierto del 25%-50%	0.17	0.26	0.28
Cubierto menos del 25%	0.22	0.28	0.30
Cascos y zonas con edificaciones	0.26	0.29	0.32
Caminos, incluyendo derecho de vía	0.27	0.30	0.33
Pradera permanente	0.18	0.24	0.30

Figura 12: Parámetro K de acuerdo al uso de suelo

Por lo que el escurrimiento virgen se obtiene con las siguientes fórmulas

$$V' = P - ETR, \quad (43)$$

$$C_p = V' * \text{AREA}, \quad (44)$$

donde

- V' = Escurrimiento específico, en mm.
- P = Precipitación media anual, en mm.
- ETR =, Evapotranspiración, en mm.
- C_p = Escurrimiento virgen anual, en mm³.
- AREA =, Área de la cuenca, en km².

El coeficiente de escurrimiento se determina a partir de los siguientes procedimientos (Alvarado, 2014):

A) Transferencia de información hidrométrica y climatológica de cuencas vecinas, hidrológicamente homogéneas.

- a) En la cuenca vecina, se determinan los coeficientes anuales de escurrimiento (C_e), mediante la relación del volumen de escurrimiento anual (V_e), entre el volumen de precipitación (V_p) correspondiente.

$$C_e = \frac{V_e}{V_p}. \quad (45)$$

- b) Con los valores de volumen de precipitación anual y el coeficiente de escurrimiento anual obtenidos en la cuenca vecina, se establece una correlación gráfica o su ecuación matemática.
- c) Con apoyo de la ecuación matemática o en la gráfica, y al utilizar los valores del volumen de precipitación anual de la cuenca en estudio, se estiman los correspondientes coeficientes anuales de escurrimiento.

B) En función del tipo, uso de suelo y de la precipitación anual, de la cuenca en estudio.

- a) Con apoyo de la cartografía del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) y de visitas de campo, se clasifican los suelos de la cuenca en estudio en tres diferentes tipos: A (suelos permeables), B (suelos mediantemente permeables) y C (suelos casi impermeables) de acuerdo a la tabla anterior y al tomar en cuenta el uso de suelo, se obtiene el valor del parámetro K .
- b) Si en la cuenca en estudio, existen diferentes tipos y usos del suelo, el valor de K se calcula como la resultante de subdividir la cuenca en zonas homogéneas y obtener el promedio pesado de todas ellas.
- d) Una vez obtenido el valor de K , el coeficiente de escurrimiento anual (C_e), se calcula mediante las fórmulas antes mencionadas.

- C) En aquellos casos en que se cuente con estudios hidrológicos y se conozcan los coeficientes de escurrimiento, éstos se podrán usar para el cálculo del escurrimiento.

Para cualesquiera de los procedimientos anteriores se requiere de la siguiente información.

1. Procedimiento de cálculo y metodología utilizados para determinar la precipitación media anual en la cuenca.
2. Procedimiento de estimación y consideraciones para determinar el coeficiente de escurrimiento.
3. Relación de las estaciones climatológicas utilizadas para determinar los escurrimientos, indicando sus coordenadas geográficas, así como las entidades federativas a las que pertenecen, poblaciones próximas importantes y cualquier otra información de utilidad que permita hacer más claro el cálculo de volumen medio anual de escurrimiento natural (Apha, 1998).

En el caso de que en la cuenca en estudio no se cuente con suficiente información hidrométrica, ni pluviométrica o ambas sean escasas, el volumen medio anual del escurrimiento natural, se determina indirectamente transfiriendo la información de otras cuencas vecinas de la región, mismas que se consideran homogéneas y que cuentan con suficiente información hidrométrica o pluviométrica. Para ello se requiere de los siguientes puntos (Babbit y Harold, 1975).

- Descripción del método aplicado, así como la justificación de su empleo en esa cuenca, subcuenca o punto específico.
- Relación de las variables significativas de la cuenca, empleadas en el cálculo del coeficiente de escurrimiento.
- Resultados de las pruebas de homogeneidad hidrológica, climatológica y fisiográfica de las cuencas vecinas y/o registros empleados en la transferencia de información.

5. Métodos matemáticos de calidad del agua

Se recuerda que el método del balance hidráulico es flexible, puede aplicarse en algún punto de cualquier corriente y manejarse para diversas magnitudes de terreno dentro de una misma superficie principal. La ecuación de balance hidráulico permite relacionar las cantidades de agua que circulan por el ciclo hidrológico y expresan el principio que indica que el agua ni se crea ni se destruye. Para la estimación se recurre a la fórmula de continuidad que consiste en la diferencia de las entradas y salidas que nos dan como resultado ΔV que representa el cambio de volumen de agua superficial almacenada (Bastidas y García, 2005).

$$\text{Entrada} - \text{Salida} = \text{Cambio de almacenamiento.} \quad (46)$$

En esta fórmula intervienen variables hidrológicas como:

- Precipitación (P)
- Evaporación (E)
- Transpiración (T)
- Escurrimiento Superficial (R)
- Infiltración (I)
- Escurrimiento subterráneo (G)
- Términos de Almacenamiento (S)

Al simplificar esta fórmula la podemos escribir de la siguiente manera:

$$P - E - T - R - I - G - S = \Delta S. \quad (47)$$

Esta ecuación del balance hidrológico es una herramienta útil para obtener estimaciones de la magnitud y distribución en el tiempo de las variables hidrológicas que en ella intervienen. La ecuación toma la siguiente forma en donde:

- C_p = Escurrimiento virgen .
- A_r = Escurrimiento aguas arribas.
- R = Retornos.
- I_m = Importaciones.
- A_b = Escurrimiento aguas abajo.
- U_c = Usos consuntivos.
- U_n = Usos no consuntivos.

- E_v = Evaporación.
- E_x = Exportaciones.
- R_e = Volúmen reservado.

5.1. Ecuaciones fundamentales

Antes de ejecutar un programa para satisfacer una necesidad humana es conveniente construir un modelo matemático a fin de presentar simbólicamente los elementos de la situación o problema que se tiene en realidad. Los modelos matemáticos son utilizados con el propósito de representar cada uno de los conceptos y variables que intervienen en un proceso mediante expresiones matemáticas. Se componen de proposiciones y ecuaciones que intentan representar las relaciones entre variables y parámetros de un cuerpo de agua, con el objeto de estudiar el comportamiento de sistemas complejos en situaciones difíciles de observar en la realidad. Las variables con las propiedades que se pueden medir en el sistema o cuerpo de agua, cuyas magnitudes cambian en el tiempo, y los parámetros son las propiedades que por el momento no varían y definen al sistema (Benavides, 2011).

Los modelos matemáticos tratan de representar la realidad de manera simplificada, así como resolver problemas específicos sobre flujos, parámetros de calidad y posibles usos del agua, entre otros; éste es el caso de ríos, lagos y embalses. Al crear un modelo matemático se deben obtener respuestas sobre lo que puede suceder en el mundo físico, para el conocimiento y pronóstico del sistema. Un modelo, al ser una representación matemática de la realidad física de un sistema, promueve el progreso y la comprensión conceptual del mismo, facilitando la aplicación de diferentes herramientas y esquemas matemáticos que permiten entender el comportamiento de dicho sistema en estudio. Por lo tanto, las predicciones o resultados del modelo se deben poder reinterpretar en la realidad por medio de un modelo físico siguiendo el camino inverso al modelado matemáticamente (retroanálisis). Esto se lleva a cabo siguiendo el método científico, siendo éste un conjunto de pasos necesarios para obtener conocimientos válidos mediante instrumentos confiables, teniendo el criterio abierto y lo más objetivo posible (Borkjlund et al., 2017).

Originalmente, los modelos se desarrollaron como herramientas para resolver problemas, pero más allá de esto, permiten visualizar diferentes escenarios desde varios puntos de vista para al final percibir todos los elementos que influyen en un sistema. En esencia, los modelos matemáticos ofrecen expresiones cuantitativas que permiten integrar diversa información física, química y biológica, que es de lo que están constituidos los sistemas ambientales complejos. De este modo, los modelos contribuyen a un mejor entendimiento sobre el funcionamiento del medio ambiente como unidad, así como del origen y transporte de contaminantes al cuantificar sus reacciones, especificaciones y movimiento (Borbolla et al, 2003).

La mayoría de los modelos matemáticos no son exactos y tienen un alto grado de idealización y simplificación, ya que la creación de modelos muy exactos puede ser muy compleja, costosa y difícil e irreal de elaborar en tiempos razonablemente aceptables; un modelo simplificado puede ser más conveniente ya que con la retroalimentación obtenida de los hechos observados en la realidad se va ajustando en tiempo y forma para resultar más útil. Los modelos son finalmente una herramienta para la toma de decisiones del ingeniero (Bryan, 1992).

5.1.1. Tipos de modelos matemáticos

Un modelo es una representación típica de una versión simplificada de la realidad que es utilizada como prueba o testigo. Otros autores definen un modelo matemático como una ecuación idealizada cuyo fin es representar la respuesta de un sistema físico a estímulos externos. Por tanto, en un modelo matemático de calidad del agua, es necesario medir la calidad en la recepción del agua como una función del efluente, y el modelo matemático se representa generalmente como

$$c = f(W; \text{física, química, biología}), \quad (48)$$

donde

- c = concentración de masa (ML^{-3}),
- W = tasa de descarga (MT^{-1}),

y la relación entre causa y efecto, carga y concentración, dependerá de las características físicas, químicas y biológicas del agua recibida. De este modo, la representación matemática anterior se expresa como

$$c = \frac{W}{a}, \quad (49)$$

donde a es un factor de asimilación (L^3T^{-1}), que representa las características físicas, químicas y biológicas del agua recibida. En otras palabras, el factor de asimilación es el que brinda al modelo las características del medio en el que se trabaja. Esta ecuación se denomina lineal porque la relación entre c y W es directamente proporcional. En este sentido, existen varias maneras de expresar la última ecuación (CONAGUA, 2011).

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

$$W = ac, \quad (50)$$

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

3. **Modo de diseño.** Modificando el ambiente se expresa la ecuación de la siguiente manera

$$a = \frac{W}{c}, \quad (51)$$

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

Sin importar el modo de ejecución, la eficacia del modelo está sujeta a una caracterización precisa del factor de asimilación. Es por ello la importancia que tienen los distintos enfoques para determinarlo. Dependiendo de la información con que se cuenta para construir el modelo, éstos se pueden diferenciar en modelos heurísticos y modelos empíricos.

- a) Los modelos heurísticos se basan en las causas o mecanismos naturales que originan el fenómeno en estudio, por lo que se trabaja con un enfoque teórico o deductivo. Se incluye el uso de relaciones teóricas y principios de organización.
- b) Los modelos empíricos utilizan observaciones directas o resultados experimentales, es decir, que se trabaja de manera inductiva. Comúnmente se utilizan técnicas de regresión para obtener el factor de asimilación, siendo este la relación entre las descargas y la concentración, de forma estadística (Di Rienzo et al., 2015).

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

$$\text{Acumulación} = \text{descargas} \pm \text{transporte} \pm \text{reacciones}. \quad (52)$$

Al movimiento de materia a través del volumen y el flujo del agua se le conoce como transporte. Adicionalmente al flujo, dentro del volumen de agua la materia se gana y pierde por medio de reacciones o transformaciones. Estas reacciones pueden incrementar la materia al transformar la sustancia en otro constituyente. La sustancia puede a su vez incrementar a causa de descargas externas. Los modelos también se pueden clasificar según su tipo de representación ya que pueden tener diferentes denominaciones dependiendo si se desean resultados de tipo cualitativo o cuantitativo (Galdos, 2017).

- a) Los modelos cualitativos o conceptuales suelen representar por medio de figuras, gráficas, símbolos y descripciones o cualidades no numéricas, ya que el objeto en estudio será la dirección que tomará el sistema o el aumento o disminución de alguna magnitud.
- b) Los modelos cuantitativos o numéricos representan de manera numérica el proceso físico o los cambios cuantitativos del sistema utilizando ecuaciones y algoritmos matemáticos que relacionan parámetros numéricos.

Si se cuenta con la información necesaria para generar el modelo se habla de un modelo determinista ya que no hay incertidumbre y se establece de manera puntual el resultado buscado. En cambio, si no se cuenta con suficiente información, el modelo se basa en la estadística y la probabilidad, agregando un grado de incertidumbre al modelo. Es de suma importancia saber qué es el modelo que se desea generar. Si se quiere predecir un resultado o explicar una situación con más claridad bajo condiciones precisas o aleatorias se habla de un modelo descriptivo o de simulación ya que es justo lo que se hace; y si se desea idear un modelo para seleccionar entre varias alternativas y condiciones, la óptima o más adecuada, de acuerdo a determinados criterios se utiliza un modelo de optimización (Galindo y Viqueira, 2007).

Los modelos de control son para conocer con precisión el comportamiento de algún proceso de acuerdo al área de operación. Estos modelos son muy útiles para ajustar parámetros, medidas o variables y obtener los resultados del sistema modelado. Los modelos matemáticos de calidad de agua se pueden clasificar dependiendo de sus niveles de complejidad. El tipo de problema que se resuelve para determinar la calidad del agua, las características del cuerpo del agua, la disponibilidad de datos sobre la calidad del agua y sobre las descargas de contaminantes, los riesgos para la salud pública y el ambiente, las opciones disponibles juntos con sus estrategias, y el tiempo y recursos financieros disponibles son los factores principales que determinan el grado de complejidad del modelo. Dicha complejidad puede hacer imposible idear un algoritmo de solución, es por eso que el modelo podría no ser factible en términos de cálculo. Aunque, sin importar la exactitud y refinamiento del modelo, éste puede ser poco práctico si los datos disponibles recolectados no son confiables. A su vez, al distorsionar las estimaciones, la solución obtenida, por óptima que sea matemáticamente, será de una calidad insuficiente ya que no representa al sistema real (García, 2006).

5.1.2. Cinética de reacciones

El objetivo del estudio de las reacciones cinéticas, es explorar cómo los datos obtenidos de un cuerpo de agua pueden ser utilizados para caracterizar las reacciones que afectan los contaminantes del agua. Esto es, investigar de manera cuantitativa las reacciones de los contaminantes del agua en el modelo (García, 2015).

Tipos de reacciones. Las reacciones heterogéneas involucran más de una fase, con las reacciones ocurriendo usualmente en las superficies entre fases. Las reacciones homogéneas involucran una sola fase (esto es, líquida, sólida o gaseosa). Estos son los dos tipos fundamentales de reacciones utilizadas en la elaboración de modelos matemáticos sobre la calidad del agua. Una acción reversible puede proceder en cualquier dirección, dependiendo de las concentraciones relativas de los reactivos y los productos:



Donde las letras minúsculas representan los coeficientes estequiométricos, siendo éstos el número de moles de cada sustancia y las mayúsculas designan los compuestos de

reacción o sustancia. Tales reacciones tienden a alcanzar un estado de equilibrio cuando las reacciones que van y que vienen están balanceadas. Ellas son las bases para el área conocida como química de equilibrio (González et al., 2014).

No obstante que las reacciones reversibles son importantes en los modelos de calidad del agua, se le ha hecho mayor énfasis a las reacciones irreversibles. Éstas proceden en una única dirección y así continúan hasta que los reaccionantes se agotan. En estos casos, el enfoque principal es hacia la determinación de la velocidad de desaparición de una o más de las sustancias que están reaccionando. Por ejemplo, para la reacción irreversible



el propósito es determinar la velocidad a la cual la sustancia A desaparece (Guentzel et al., 2007).

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

$$\frac{dC_A}{dt} = -k_r f(C_A, C_B, \dots). \quad (55)$$

La tasa de reacción depende del producto de la constante de velocidad de la reacción de los reactivos k_r , dependiente de la temperatura y una función de la concentración de los reactivos $f(C_A, C_B, \dots)$. La relación funcional $f(C_A, C_B, \dots)$ es casi siempre determinada experimentalmente. Una forma general es

$$\frac{dC_A}{dt} = k k_r C_A^\alpha C_B^\beta. \quad (56)$$

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

$$n = \alpha + \beta. \quad (57)$$

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

$$k_r C_A^\alpha C_B^\beta = k_p C_C^\gamma C_D^\delta. \quad (58)$$

Observando un sólo reactivo, se tiene de manera simplificada

$$\frac{dc}{dt} = -k_r c^n, \quad (59)$$

donde c es la concentración de un sólo reactivo y n el orden (Günter, 2012).

Reacciones de cero, primer y segundo orden. Las reacciones que se presentan en las aguas naturales suelen ser de cero, primero o segundo orden, como se observan en la siguiente figura.

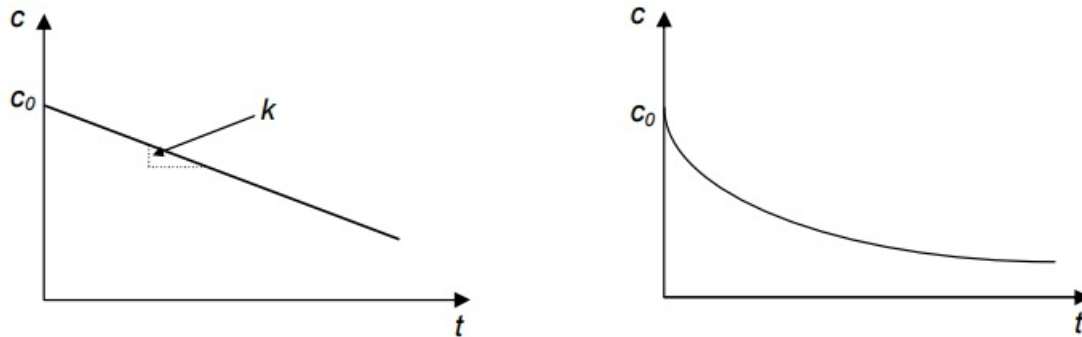


Figura 13: Gráfica de concentración contra tiempo para una reacción de orden cero (izquierdo) y primer orden (derecha)

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

$$\frac{dc}{dt} = -k, \quad (60)$$

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

$$c = c_0 - kt. \quad (61)$$

Tal como se ve en la última ecuación y en la figura anterior, el modelo especifica una tasa de agotamiento constante por unidad de tiempo. De esta manera, al ver en una gráfica de concentración contra tiempo una línea recta, se puede apreciar que la reacción es de orden cero (Henze et al., 2017).

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

$$\frac{dc}{dt} = -kc, \quad (62)$$

donde k tiene unidades de T^{-1} . Si $c = c_0$ cuando $t = 0$ entonces la ecuación anterior puede ser integrada mediante separación de variables para obtener

$$\ln c - \ln c_0 = -kt. \quad (63)$$

Simplificando la ecuación anterior se obtiene

$$c = c_0 e^{-kt}. \quad (64)$$

Este modelo especifica un agotamiento exponencial; esto quiere decir que la concentración disminuye a la mitad por cada unidad de tiempo. En la figura anterior, se observa cómo la curva de concentración se aproxima asintóticamente a cero. La tasa de agotamiento, también se puede expresar en términos de base 10, en lugar de base e , de acuerdo a la siguiente ecuación

$$c = c_0 10^{-k't}, \quad (65)$$

donde

$$k' = \frac{k}{2.3025} \quad (66)$$

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

$$\frac{dc}{dt} = -kc^2, \quad (67)$$

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

$$\frac{1}{c} = \frac{1}{c_0} + kt. \quad (68)$$

La ecuación anterior se puede expresar en términos de la concentración

$$c = c_0 \frac{1}{1 + kc_0 t}. \quad (69)$$

Así como en las reacciones de primer orden, en las de segundo, la concentración se aproxima al cero, de manera curva y asintótica. Se puede obtener un modelo para reacciones de órdenes mayores a 1 ($n > 1$) (Jiménez, 2001),

$$\frac{1}{c^{n-1}} = \frac{1}{c_0^{n-1}} + (n-1)kt. \quad (70)$$

Despejando c en la ecuación anterior se obtiene

$$c = c_0 \frac{1}{[1 + (n-1)kc_0^{n-1}t]^{1/(n-1)}}. \quad (71)$$

Métodos para obtener la concentración. A medida que transcurre una reacción, disminuyen las concentraciones de los reactantes. Las cinéticas de reacción se refieren a la relación existente entre la velocidad de reacción y las condiciones que afectan a dicha velocidad, como son la concentración de reactantes y la temperatura. Estas relaciones se describen mediante las expresiones cinéticas o ecuaciones cinéticas. Para obtener la concentración en función del tiempo $c(t)$, existe una amplia variedad de métodos que se pueden utilizar (Jiménez y Chávez, 2000).

a) *Método integral.* Consiste en proponer n e integrar en la siguiente ecuación

$$\frac{dc}{dt} = -kc^n. \quad (72)$$

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

b) *Método diferencial.* Transforma logarítmicamente la ecuación en la siguiente forma

$$\log \left(-\frac{dc}{dt} \right) = \log k + n \log c. \quad (73)$$

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

c) *Método de las tasas iniciales.* Para determinar la tasa y el orden de la reacción cuando surgen complicaciones con el tiempo se utiliza este método, ya que utiliza información de las primeras etapas del experimento.

d) *Método de la vida media.* La vida media de la reacción indica el tiempo que tarda la concentración en disminuir a la mitad del valor inicial. En otras palabras

$$c(t_{50}) = 0.5c_0, \quad (74)$$

donde t_{50} es la vida media.

Es importante saber la concentración de la masa para cuantificar la influencia de cualquier compuesto en el agua ya que en las reacciones, éstos pueden reaccionar formando nuevos compuestos e interesan las magnitudes en que estos reactivos y productos se consumen y crean, respectivamente, durante la reacción, respectivamente. La estequiometría se encarga de calcular las cantidades en masa y volumen de las sustancias reaccionantes y los productos de una reacción química, por lo que interesa el balance de moles en la reacción. Sabiendo la estequiometría se puede determinar la proporción de los elementos que se asimilan en una reacción y entender el comportamiento de los compuestos químicos en el agua (Koonz y Heinze, 2004).

La velocidad o tasa a la que ocurre una reacción en cualquier cuerpo de agua se incrementa con la temperatura, por lo que conviene crear relaciones para poder comparar y convertir las tasas de reacción a distintas temperaturas determinadas. La cinética de reacciones es muy útil para modelar el sistema ya que permite idealizar el comportamiento de los compuestos que puede contener el cuerpo de agua en estudio y así monitorear los cambios que existan en el sistema (Kulinkina, 2016).

5.1.3. Reacciones biológicas

Los mecanismos y cinética de reacciones discutidas en los apartados anteriores se aplican de igual manera para las reacciones biológicas. Las reacciones biológicas están referidas a las transformaciones microbianas de químicos orgánicos. Estas transformaciones pueden ocurrir bajo condiciones aerobias o anaerobias, es decir con presencia de oxígeno o sin ésta, por bacterias, algas u hongos, y por medio de distintos mecanismos (Laino, 2016).

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

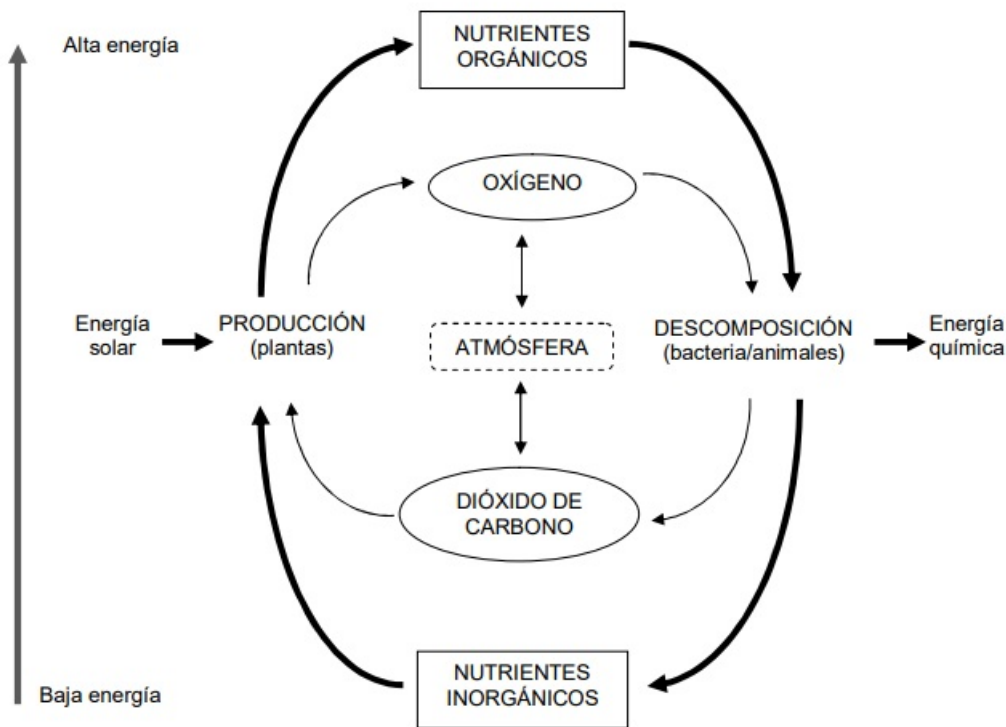
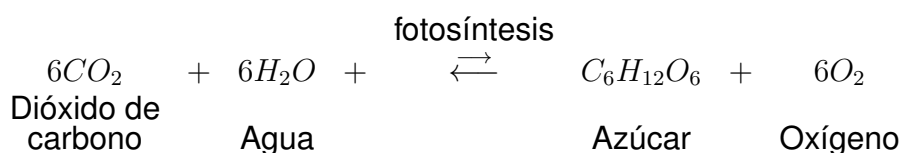


Figura 14: Ciclo natural de la producción y descomposición orgánica

Se entiende por biósfera, al sistema formado por el conjunto de seres vivos del planeta Tierra, junto con el medio físico que los rodea y que contribuyen a formar. Los organismos autotróficos, como las plantas que no dependen de otros organismos para nutrirse y que con la ayuda del sol, convierten a nutrientes inorgánicos en materia orgánica más compleja. Esta materia sirve como fuente de energía para que los organismos heterotróficos, los cuales sí necesitan de materia orgánica para subsistir, realicen procesos como son la respiración y descomposición y regresen la materia orgánica a su estado inorgánico. Durante este proceso se consume oxígeno y libera dióxido de carbono. Este ciclo se puede representar químicamente por la siguiente expresión (Laino, 2015):



De acuerdo a esta reacción reversible, el dióxido de carbono y el agua sirven para sintetizar materia orgánica, siendo ésta la glucosa, y crear oxígeno durante la fotosíntesis. Inversamente, la materia orgánica es transformada y el oxígeno se consume en el proceso de respiración y descomposición. A su vez, otros compuestos orgánicos se crean y destruyen en este proceso. Al contar con un cuerpo de agua limpio, los niveles de oxígeno disuelto que sean mayores a las descargas externas se encontrarán cerca de la saturación. Cuando agua contaminada ingresa al cuerpo de agua, eleva los niveles de la materia orgánica disuelta y sólida, por lo que el agua se vuelve turbia por los sólidos y al asentarse éstos se crea una cama de lodos que pueden producir olores nocivos. A su vez, la materia orgánica sirve de comida para los organismos heterotróficos, haciendo que el ciclo natural de la producción y descomposición orgánica se desequilibre, ya que hay mayor descomposición que producción, y en este proceso se agota el oxígeno disuelto (Leal, 2009).

Al disminuir los niveles de oxígeno en el agua, el oxígeno de la atmósfera compensa este déficit de oxígeno. La reaireación se refiere a la renovación de los suministros de aire en las capas más bajas del agua a fin de elevar los niveles de oxígeno. Cuando la materia orgánica en el agua se asimila y los niveles de oxígeno disminuyen, se encuentra un punto en el que el agotamiento de oxígeno y la reaireación están en equilibrio, lo cual representa el punto crítico donde hay menor cantidad de oxígeno en el agua. Después de este punto, la reaireación domina y los niveles de oxígeno empiezan a aumentar y el agua estará más clara debido a la sedimentación de la materia sólida. Adicionalmente, se liberarán nutrientes inorgánicos debido a esta descomposición y se contará con el desarrollo de plantas (Lintern, 2017).

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

- a) la temperatura,
- b) la salinidad,
- c) la presión debida a la altitud.

Cuando la temperatura aumenta, el grado de saturación disminuye; así como cuando la presión atmosférica disminuye el grado de saturación disminuye también. Cuanto más grande sea la salinidad en el agua, el agua podrá guardar menor cantidad de oxígeno (López, 2000).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). En un reactor se puede medir la cantidad de oxígeno que consumen los microorganismos durante la degradación de las sustancias orgánicas contenidas en el mismo; a esta magnitud se le conoce como demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Se define L en mgL^{-1} , como la cantidad oxidable de materia orgánica que permanece en la muestra o reactor después de la degradación expresada en términos de oxígeno. El balance de masa de L en el sistema, asumiendo que la

degradación se comporta como una reacción de primer orden se expresa de la siguiente manera

$$V \frac{dL}{dt} = -k_1 V L, \quad (75)$$

donde V es el volumen de la muestra en L^3 y k_1 es la tasa de degradación en el sistema en T^{-1} . Si el nivel inicial de materia orgánica es L_0 , la ecuación se resuelve, obteniendo

$$L = L_0 e^{-k_1 t}. \quad (76)$$

El oxígeno consumido durante el proceso de descomposición se define como

$$y = L_0 - L \quad (77)$$

y sustituyendo en la ecuación anterior se obtiene

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}), \quad (78)$$

donde y es la DBO en mgL^{-1} . Por lo que el valor de L_0 puede definirse como la concentración inicial de materia orgánica oxidable o como la DBO última, de acuerdo a la siguiente figura.

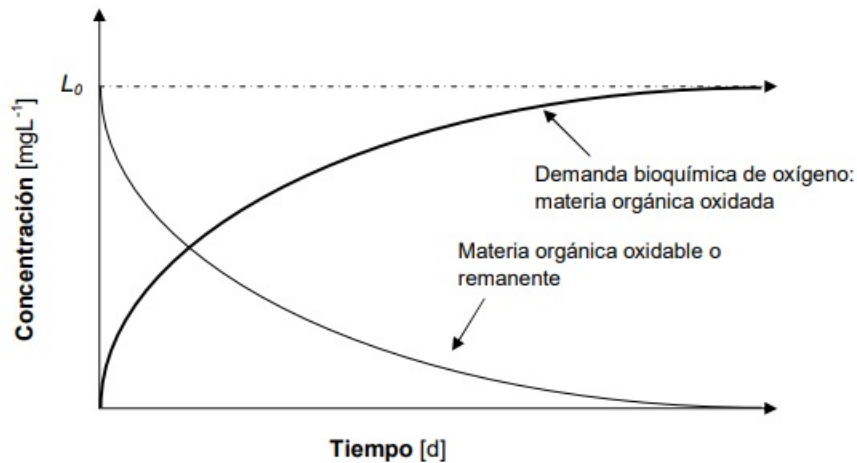


Figura 15: Concentración inicial en función del tiempo

El balance de masa para el oxígeno se determina como sigue

$$V \frac{do}{dt} = -k_1 V L_0 e^{-k_1 t}. \quad (79)$$

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

$$o = o_0 - L_0(1 - e^{-k_1 t}). \quad (80)$$

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

$$o \rightarrow o_0 - L_0. \quad (81)$$

Comúnmente se utiliza un período de análisis de 5 días, por lo que la referencia es DBO_5 . Obteniendo este parámetro se puede extrapolar a otros períodos para obtener la DBO última (Marañón y López, 2008).

Transformación de gases y reaireación de oxígeno. El contenido de oxígeno es un indicador importante de la calidad del agua. La tasa de reaireación describe la capacidad de recuperar el oxígeno consumido en procesos como la degradación de la materia orgánica, la nitrificación y el metabolismo de especies. La reaireación es el intercambio de oxígeno entre la atmósfera y un cuerpo de agua. El proceso es modelado como el producto de un coeficiente de transferencia de masa multiplicado por la diferencia entre el oxígeno disuelto de saturación y la concentración de oxígeno disuelto actual. Teniendo el tiempo suficiente, el oxígeno de la atmósfera se combinará con el agua hasta que ésta alcance su grado de saturación; así como si se tiene agua sobresaturada, con el tiempo el oxígeno dejará la solución para obtener el grado de saturación correspondiente a las condiciones bajo las que se encuentra (Montero, 2011).

Existen varios métodos para modelar la transferencia de oxígeno en los cuerpos de agua, donde la mayor diferencia entre ellos es la manera en que se enuncian las ecuaciones para determinar las velocidades de intercambio entre los líquidos y los gases, ya que el mecanismo en que opera el oxígeno es el mismo. La dirección y magnitud de la transferencia de masa depende de la diferencia entre el grado de saturación y el valor actual de oxígeno en el agua. Esto quiere decir que si el agua se encuentra con un valor de oxígeno por debajo del grado de saturación, entonces la transferencia será positiva ya que el agua estará ganando oxígeno de la atmósfera para que el agua se encuentre en su estado de equilibrio. Inversamente si se encuentra sobresaturada, se estará perdiendo oxígeno en el intento de mantener el equilibrio. Para poder modelar el intercambio de oxígeno se utiliza un coeficiente de transferencia de oxígeno, el cual depende de la velocidad del viento. Existen otros gases que tienen gran importancia para el modelaje de la calidad del agua como lo son el dióxido de carbono y el gas amoníaco. El dióxido de carbono es importante al calcular el potencial de hidrógeno (pH) y el gas amoníaco se relaciona con el problema de toxicidad del amoníaco en el agua (Musalem, 2014).

Nitrógeno. El ciclo del nitrógeno afecta el nivel de oxígeno en aguas naturales. Existen diversos problemas que pueden surgir debido al nitrógeno. En el problema de nitrificación y desnitrificación, así como en la eutroficación, el nitrógeno es el causante; en cambio, en los problemas de contaminación por nitratos y de toxicidad de amoníaco, las especies de nitrógeno son directamente el contaminante, como se ve en la figura. En la nitrificación y desnitrificación, el amoníaco, debido a descargas directas y a la descomposición del nitrógeno orgánico, se oxida formando nitrito (NO_2^{-1}) y nitrato (NO_3^{-1}). Este proceso consume oxígeno, por lo que puede disminuir los niveles en el agua del mismo. Bajo condiciones anaerobias el nitrato se puede reducir a nitrito y el nitrito convertir en nitrógeno libre en el proceso de desnitrificación. Ya que el nitrógeno se encuentra en forma gaseosa, en este mecanismo se puede perder nitrógeno a la atmósfera, el cual es utilizado por algas y bacterias (OPS, 2005).

La eutroficación es causada por el exceso de plantas en crecimiento, lo cual se origina por fertilizar a las plantas con abundantes nutrientes, como lo es el nitrógeno. Este exceso de plantas puede afectar la calidad del agua directamente e indirectamente generando otros problemas. El resultado final del proceso de nitrificación es el nitrato; el cual en grandes concentraciones puede ser nocivo para la salud, como se ve en la Figura.

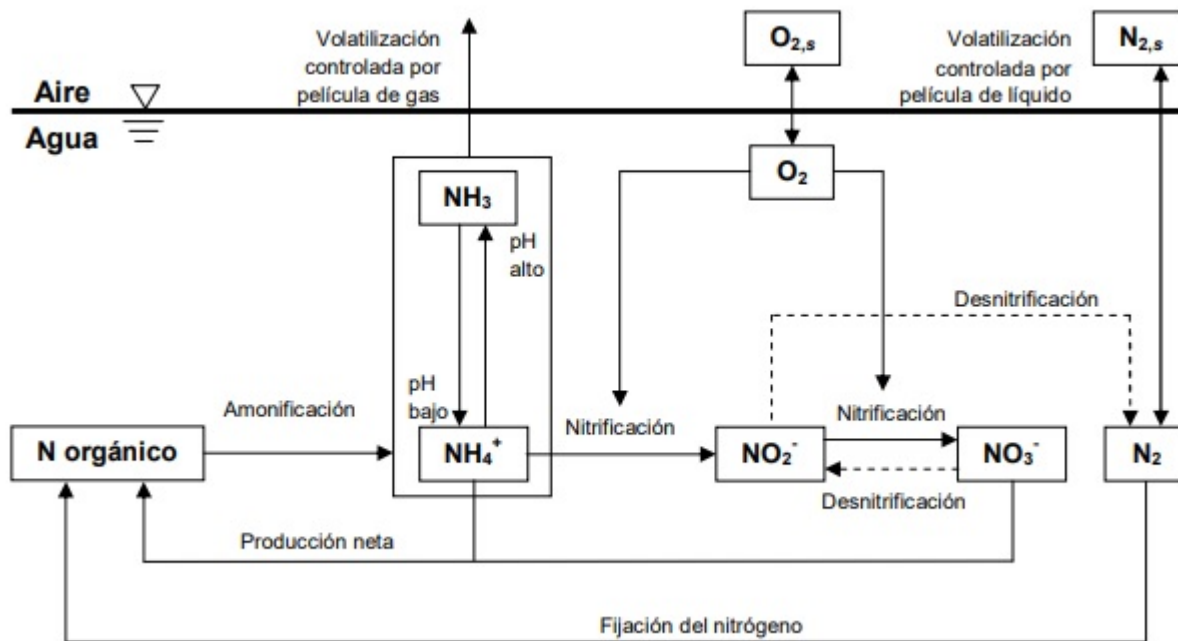


Figura 16: Ciclo del nitrógeno en aguas naturales

La contaminación por nitratos también puede ser crítica en zonas agrícolas, ya que se pueden encontrar niveles altos del contaminante. El amonio se puede encontrar de dos formas en las aguas naturales: como el ion amonio (NH_4^+) y como el gas amonio (NH_3). El ion amonio es inofensivo en los niveles encontrados en las aguas naturales, pero el amonio en su otra forma, nitrógeno amoniacal, es tóxico para los peces. El equilibrio entre estas dos formas depende primordialmente del pH. Si existe un pH alto así como una temperatura alta, se encontrarán niveles altos de amoníaco no ionizado. En otras palabras el problema del nitrógeno es multifacético. Primero el amoníaco puede causar que el nivel de oxígeno disminuya dada la nitrificación, así como si se crea el nitrato, subproducto del nitrógeno, éste servirá como contaminante por sí solo. A su vez, dependiendo de la temperatura y el pH, el amonio se encontrará en su forma no ionizada, el cual es tóxico para los organismos acuáticos. Finalmente, el amoníaco y nitrato son nutrientes esenciales para la fotosíntesis, por lo que se crea un crecimiento excesivo de plantas, lo cual es un problema y puede producir y exacerbar otros problemas (Ordóñez, 2011).

El fenómeno de nitrificación no depende únicamente de la presencia de amonio. Otros factores que contribuyen son

1. La presencia adecuada de bacterias nitrificadoras.

2. Niveles alcalinos de pH, ya que tiende a neutralizar los ácidos que se producen.
3. Oxígeno suficiente.

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

Fotosíntesis y respiración. En la fotosíntesis, la energía solar se almacena como energía química en las moléculas orgánicas; adicionalmente, oxígeno se libera y dióxido de carbono se consume. La fotosíntesis crea oxígeno y la respiración lo disminuye, es por ello que los niveles de oxígeno en el agua pueden variar sustancialmente durante la fotosíntesis y respiración de las plantas. Debido a que la fotosíntesis depende de la luz, este efecto puede tener manifestaciones diurnas y estacionales. Desde una perspectiva estacional, la fotosíntesis tenderá a dominar durante la época de crecimiento, mientras que la respiración y descomposición de las plantas dominará durante el periodo de no crecimiento. Aunque desde una perspectiva diurna, la actividad de las plantas tenderá a mejorar o empeorar el problema del oxígeno dependiendo de la época del año (Orozco, 2020).

Dependiendo de la profundidad del cuerpo de agua, existen distintos tipos de plantas que tienden a crecer. Las tasas de fotosíntesis y respiración dependen de este tipo de plantas que se encuentran en el cuerpo de agua, ya que pueden estar flotando o sujetas; se podrá determinar la cantidad de oxígeno que se produce cuando se crea carbón orgánico vía fotosíntesis. Normalmente se considera que la tasa de fotosíntesis es directamente proporcional a la energía de la luz, por lo que depende del ciclo diurno. La concentración del oxígeno disuelto en el agua es función de la producción neta de oxígeno fotosintético, siendo esta la diferencia entre la producción de oxígeno durante la fotosíntesis y su disminución durante la respiración, y depende de los siguientes factores

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

Existen diversas técnicas para medir las tasas de respiración y fotosíntesis, entre éstas, se tiene: en sitio; utilizando estimados de biomasa junto con un modelo teórico del crecimiento de fitoplancton, y por medio de la obtención de datos diurnos del oxígeno, entre otras (Pirrone, 2010).

5.1.4. Expresiones de Menten-Michaelis

Muchos modelos cinéticos no reproducen aceptablemente el comportamiento de las reacciones biológicas. En un bioreactor se trabaja con organismos vivos o con partes de

organismos vivos (enzimas) que poseen características muy particulares. Todas las reacciones bioquímicas son mediadas por enzimas. Las enzimas son proteínas que actúan como catalizadores sin involucrarse en la reacción como reactivo. Éstas facilitan el proceso de reacción ya que de otra forma, en su ausencia, las reacciones estarían muy reprimidas energéticamente (serían muy lentas o termodinámicamente imposibles a condiciones normales de presión y temperatura). Las enzimas son moléculas tridimensionales muy complejas y flexibles, que por diversos mecanismos reducen la energía de activación necesaria para una reacción. El modelo cinético más característico de una reacción bioquímica es el de Michaelis-Menten para cinética enzimática. Este método relaciona la constante de equilibrio de la disociación del complejo enzima-sustrato con las constantes de velocidad de formación de producto y de formación del complejo enzima-sustrato (Plascencia, 2014).

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



donde E es la enzima, S el sustrato, ES es el complejo enzima-sustrato, P es el producto de la reacción, y k_1 , k_2 y k_3 son las constantes de velocidad de las reacciones. La tasa de formación del complejo $[ES]$ involucra a las tres reacciones y por su naturaleza intermedia no se acumula con respecto al tiempo, por lo que en estado estacionario se puede igualar a cero.

$$\frac{d[P]}{dt} = k_1[E][S] - k_2[ES] - k_3[ES] = 0. \quad (83)$$

Factorizando y simplificando la ecuación anterior

$$(k_2 + k_3)[ES] = k_1[E][S], \quad (84)$$

reconociendo que k_3 es muy pequeña a comparación de k_2 , se simplifica la ecuación anterior para obtener

$$\frac{k_2}{k_1} = K_M = \frac{[E][S]}{[ES]}, \quad (85)$$

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

$$[E] = [E_T] - [ES]. \quad (86)$$

Al sustituir $[E]$ de la ecuación anterior y simplificar se obtiene

$$[ES] = \frac{[E_T][S]}{(K_M + [S])} \quad (87)$$

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

$$\frac{dP}{dt} = +k_3[ES]. \quad (88)$$

Sustituyendo $[ES]$ se tiene

$$\frac{dP}{dt} = k_3 \frac{[E_T][S]}{(K_M + [S])}. \quad (89)$$

Al incrementar la concentración de $[ET]$, la velocidad de formación del producto también se incrementa. Si el producto es la síntesis celular (biomasa celular), entonces $k_3[ET]$ representa la máxima tasa de crecimiento del producto, y se obtiene la expresión final para la cinética de Michaelis-Menten

$$\frac{dP}{dt} = \frac{\mu_{max}[P][S]}{K_M + [S]}, \quad (90)$$

donde μ_{max} es la tasa de crecimiento máxima del producto. Cuando se tienen grandes concentraciones del sustrato, $[S] \gg K_M$, se alcanza la tasa de crecimiento máxima y se tiene que

$$\mu = \frac{\frac{dP}{dt}}{[P]} = \frac{\mu[S]}{K_m + [S]}. \quad (91)$$

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

El sustrato depende de la tasa de crecimiento, μ , ya que si la cantidad de sustrato es muy grande, la tasa específica se aproxima al valor máximo y si la concentración del sustrato tiende a cero, ésta se aproxima a cero como se observa en la Figura (Ramírez, 2014).

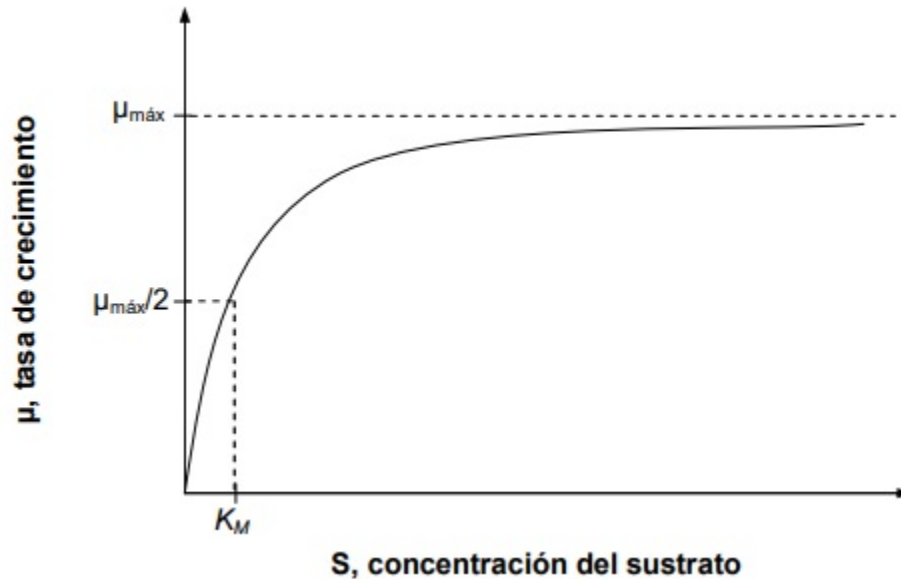


Figura 17: Tasa de crecimiento μ como función de la concentración del sustrato S

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

$$\mu = \mu \frac{[S_1]}{K_{S_1} + [S_1]} \frac{[S_2]}{K_{S_2} + [S_2]} \quad (92)$$

La aplicación del modelo de Monod ha permitido avanzar en el conocimiento de la ecología compleja de los sistemas biológicos que integran: un medio de cultivo complejo con diversos sustratos, que cambian de forma impredecible y significativa con el tiempo (Ramos, 2012).

5.2. Modelos en lagos y embalses

Los lagos y embalses tiene una gran importancia por su uso como abastecedores de agua, de energía hidroeléctrica (hidroenergía), su influencia en la cuenca a la que están integrados, su importancia para el biohábitat y porque ayudan a controlar las inundaciones; es por esto, el interés de estudiarlos y generar modelos matemáticos a partir de sus distintas características y estados. La escala de espacio y tiempo que se aplican a los modelos de lagos y embalses pueden variar, ya que sus efectos dependen de los regímenes hidráulicos asociados con la morfología y climatología (Rodríguez, 2016).

5.2.1. Morfometría y batimetría

Los estudios limnológicos están destinados a conocer los ambientes acuáticos de agua dulce y para poder caracterizar cualquier lago o embalse es necesario conocer su

forma y características físicas, es decir, su morfometría.

Origen, forma y tamaño de lagos y embalses. Para la modelación de la calidad del agua en los lagos y embalses existen tres características de éstos que facilitan su estudio: origen, forma y tamaño. El origen de los cuerpos de agua se refiere a su naturaleza, si se crearon de manera natural (lago) o de manera artificial (embalse o reservorio). Un lago es un cuerpo de agua estancada en una depresión del suelo. La forma de un lago comúnmente es el resultado de la manera en que se formó su topografía. Los lagos se forman debido a causas geológicas, climatológicas, biológicas y extraterrestres (meteoritos). Las depresiones lacustres se pueden formar a partir de una o varias fuerzas del subsuelo. Los cuerpos de agua muy profundos quizás surgieron debido a movimientos tectónicos; los redondos y de bordes altos es probable se hayan formado cuando se desplomó o hizo erupción un volcán; los alargados podrían ser restos de glaciares en valles; por último, los de forma de media luna son por lo regular producto de cambios en el curso de río, comúnmente por obras hechas por el hombre. Normalmente los embalses tienen una descarga controlada a comparación de los lagos (Rodríguez, 2009).

Aunque la mayoría de los lagos se han formado por eventos catastróficos, muchos se crean de manera gradual; por ejemplo, debido al movimiento de sedimentos en un río, que poco a poco se estancan; la fuerza del agua en los ríos es lo suficientemente fuerte para erosionar áreas que con el tiempo forman cuencas lacustres. Otras fuerzas erosivas tienen la capacidad de formar otros tipos de lagos. La acción de las olas a lo largo de la costa del océano puede conducir a la formación de un lago a través de la erosión. La fuerza del viento también es capaz de crear cuencas lacustres erosionando el suelo; este tipo de lagos suelen ser poco profundos y endorreicos; es decir, que no drenan hacia ningún lado, sino que sólo pierden agua por evaporación y filtración. Algunos lagos se forman a causa de la erosión en rocas debido al escurrimiento de agua ácida, éstos pueden ser superficiales o bajo tierra como los cenotes (Sánchez, 2000).

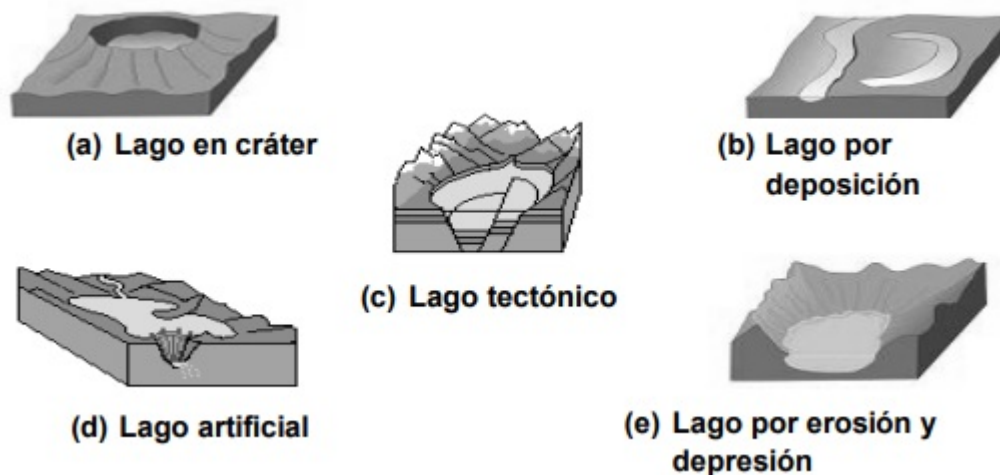


Figura 18: Tipos de lago de acuerdo con su origen

Los embalses son creados al represar un río ya que se interfiere el flujo natural de éste, inundando el valle a su alrededor. Esto causa que su forma tienda a ser alargada, dentrificada y ramificada. En contraste, los lagos naturales suelen tener una forma menos alargada y más circular. Puede haber lagos naturales de formas alargadas y dentrificadas y embalses circulares, aunque la situación contraria es la más común. El tamaño y profundidad de los lagos pueden cambiar con el tiempo, debido a procesos naturales y acelerarse por la influencia humana; los lagos tienden a terminar azolvándose con sedimentos o secándose. Los dos aspectos del tamaño de un cuerpo de agua que tienen mayor influencia en la calidad del agua son el tiempo de residencia o concentración y la profundidad. Estos cuerpos de agua están divididos en tiempos de residencia cortos y largos. Los tiempos cortos se consideran menores a un año y los largos mayores a un año. Adicionalmente se clasifican como poco profundos o superficiales y profundos, donde contando con una profundidad menor a los 7m se consideran poco profundos y mayor a los 7m, profundos. Esta clasificación es relevante ya que los lagos y embalses profundos están a menudo sujetos a la estratificación térmica en ciertas épocas del año (Sandoval y Günter, 2013).

Morfometría y batimetría. Las características limnológicas básicas de los reservorios, así como los mecanismos del ecosistema son herramientas indispensables para la formulación de modelos de calidad del agua. La zonificación de un lago depende del relieve del fondo y de la penetración de la luz. En un lagose pueden distinguir las siguientes zonas:

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

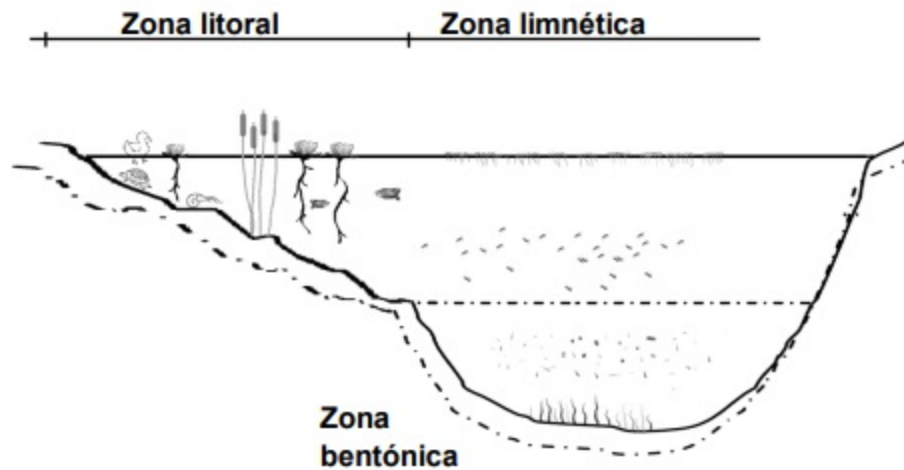


Figura 19: Zonas típicas de un lago

Para poder caracterizar un lago o embalse se debe determinar su geometría, es decir, su morfometría. Para ello, la batimetría del lago debe ser trazada. Un mapa batimétrico muestra las curvas de nivel de igual profundidad como se ve en la siguiente figura.

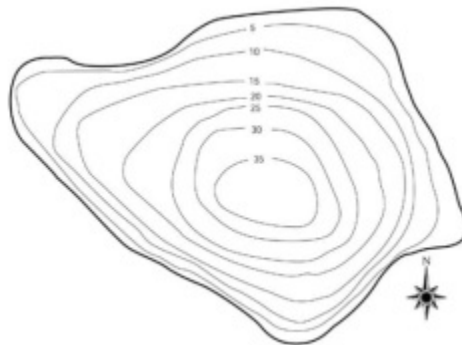


Figura 20: Ejemplo de mapa batimétrico

Al contar con el mapa batimétrico del cuerpo de agua, se puede determinar el área que abarca cada línea de profundidad con ayuda de un planímetro o con algún otro artefacto de medición. El proceso de cálculo de la morfometría de un lago o reservorio consiste en determinar las áreas de un mapa batimétrico. Se prosigue tabulando estas áreas para determinar los volúmenes en cada sección, a través de una integración numérica como se muestra en la siguiente figura (SNIA, 2014).

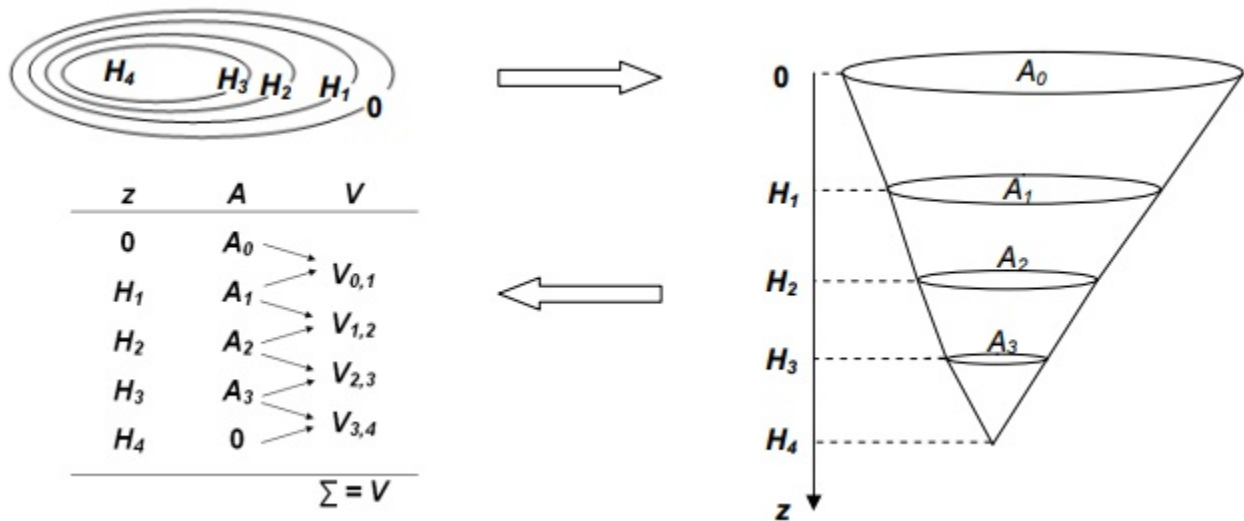


Figura 21: Procedimiento para obtener la morfometría de un lago o embalse

Los resultados mostrados en la figura anterior, son comúnmente representados gráficamente en función de la profundidad, como se ve en la siguiente gráfica.

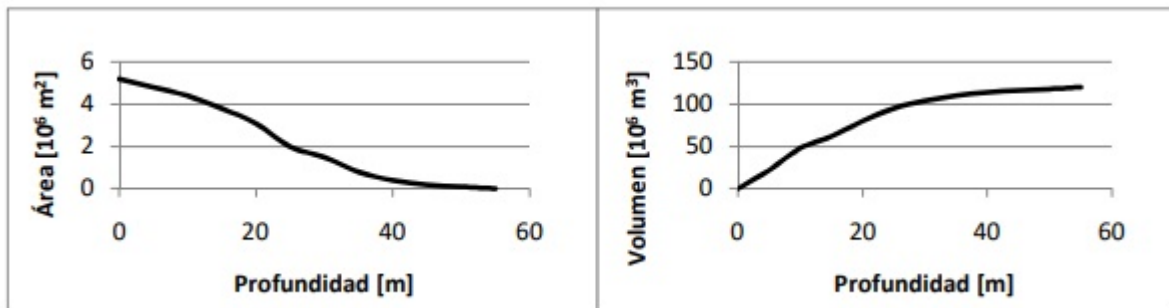


Figura 22: a) Curva área-profundidad y b) curva volumen-profundidad

La información morfométrica es necesaria para investigar sobre la erosión, cargas de nutrientes, balances de masa, contenido calórico, estabilidad térmica, comunidades y productividad biológica, entre otras. La forma de la cubeta y punto de desagüe son fundamentales, ya que determinan el tipo de mezcla en la masa de agua, como se muestra en la figura (Van Haandel y Van der Lube, 2007).

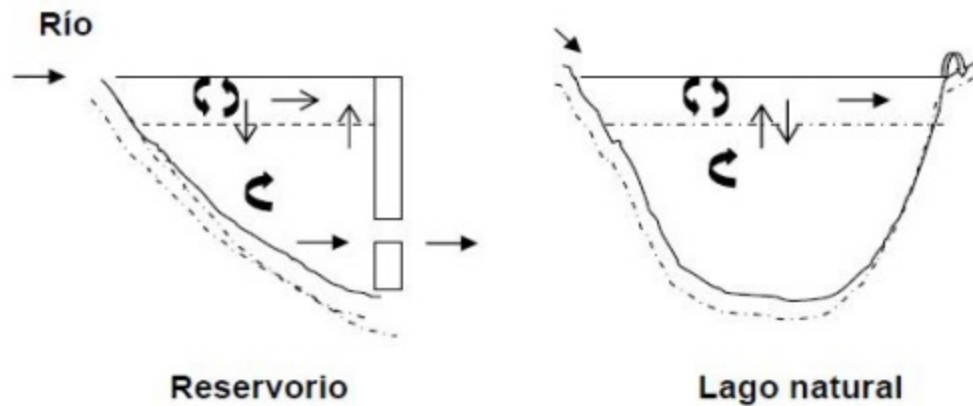


Figura 23: Esquemas comparativos del movimiento del agua en un lago natural y en un lago artificial

La morfometría de las cubetas lacustres tiene un importante efecto en la mayoría de los parámetros físicos, químicos y biológicos que en conjunto determinan el metabolismo de un lago. La caracterización morfométrica de un cuerpo de agua idealizada debe ser el punto de partida para las investigaciones limnológicas, ya que a partir de ella se puede determinar la ubicación de los muestreos y se genera una idea sobre el funcionamiento del sistema para poder crear un modelo matemático (Vargas, 2012).

5.2.2. Estado estacionario

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

$$S = \frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out} + G + PA_s + EA_s, \quad (93)$$

donde

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

La ecuación anterior se puede utilizar de dos maneras: estado estacionario y estado no estacionario. Muchas veces los lagos y embalses, especialmente los grandes, no experimentan cambios drásticos de volumen, para los periodos determinados en el modelo de calidad del agua. Es por esto que la ecuación anterior se reduce a

$$0 = Q_{in} - Q_{out} + G + PA_s - EA_s. \quad (94)$$

Para la mayoría de los casos, las entradas y salidas son fáciles de medir, lo que no ocurre con los otros términos de la ecuación; es por esta razón que muchas veces suelen ser descuidados y se recurre a una simplificación, donde se considera que la evaporación se equilibra con la precipitación, y el flujo subterráneo es despreciable (Ackar y Domínguez, 2008).

Aunque esta simplificación es conveniente, también es recomendable comprobar la validez del sistema. Desafortunadamente, aunque la precipitación puede ser obtenida, los valores directos de la evaporación y el flujo de agua subterráneo son mucho más difíciles de conseguir. Al considerar a la evaporación o al flujo subterráneo no importantes, la situación se simplifica: por ejemplo, si un lago se encuentra sobre un lecho rocoso impermeable, se podría considerar el flujo subterráneo irrelevante. Y sabiendo las entradas, salidas y precipitación que se presentan en el cuerpo de agua, la evaporación se puede deducir a partir de la última ecuación (Agamben, 2010).

Distribución horizontal. La distribución horizontal en los lagos depende, básicamente, de fuentes puntuales, como lo es la desembocadura de un río, creando corrientes que se mueven horizontalmente, de acuerdo a su coeficiente de dispersión, que parametriza los efectos difusivos de origen molecular y turbulento en la dirección longitudinal. Los procesos físicos de advección y dispersión, tanto transversal como longitudinal, junto con los químicos de degradación o reacción se pueden cuantificar para la obtención de la concentración de la corriente inducida en el lago. Así como las fuentes puntuales son las principales causantes de una distribución horizontal en un cuerpo de agua, también pueden existir fuentes no puntuales, como lo son las uniformemente distribuidas o los escurrimientos superficiales distribuidos, ya que lo que distingue a esta distribución es la diferencia de concentraciones y características físicas de los líquidos. Cuando el viento es significativo es importante considerar el transporte advectivo, el cual afecta la concentración de la corriente a lo largo del eje de la desembocadura, provocando este tipo de distribución (Almeyra et al., 2014).

Un lago de forma alargada, puede estar longitudinalmente segmentado ya que los tramos de cabecera suelen ser más frescos y también debido a que la temperatura va aumentando conforme se acerca a la desembocadura. De igual manera, las aguas de cabecera están mejor oxigenadas y es notable que en las zonas más contaminadas la concentración de oxígeno disminuye debido a la actividad bacteriana. Los diferentes tipos de distribución horizontal en lagos se pueden apreciar en la siguiente figura (Alvarado, 2014).

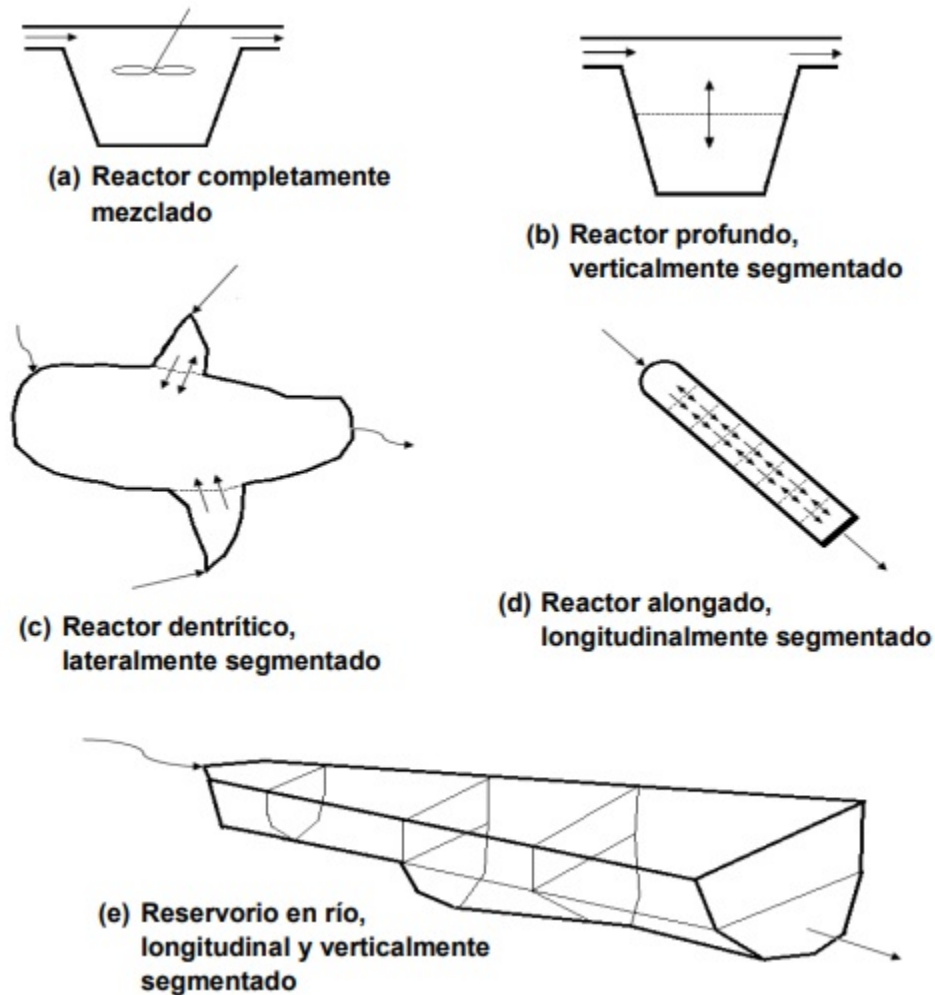


Figura 24: Esquemas típicos de segmentación utilizados para lagos y embalses

En los lagos naturales el agua se mezcla debido a vientos y radiación solar, en cambio, en los reservorios o embalses también influye la direccionalidad horizontal que se crea desde la entrada del río hasta la salida del embalse. Debido a este tipo de flujo se crean diferencias longitudinales, latitudinales y verticales en la columna de agua del embalse y una distribución irregular de la temperatura, lo que determina la estratificación del embalse (Apha, 1998).

Distribución vertical. Al cambiar de densidad las diferentes capas horizontales del cuerpo de agua, éstas se separan, sufriendo el fenómeno de estratificación (como se observa en la figura anterior). La estratificación de los embalses depende de la profundidad y forma de la cubeta, así como de la exposición a los vientos. La estratificación de la columna de agua determina una dinámica importante en la vida acuática como en la química de los embalses. En las regiones templadas, los lagos suelen estar fuertemente estratificados en el verano o en los meses calurosos y se define la estratificación dependiendo de su profundidad. En la zona superior llamada zona eufótica, epilimnio o zona de mezcla,

la cual es la más cálida, se encuentra la producción primaria, por proceso fotosintético de las algas; en esta zona la luz penetra representativamente y dependiendo de la cantidad de materia orgánica, turbiedad y densidad de fitoplancton, se expresa un coeficiente de extinción. La producción primaria en estos ecosistemas suele depender de la naturaleza química de la cuenca y de los aportes que le llegan por afluentes o desde el fondo. Los lagos someros suelen ser más fértiles, porque a más profundidad hay menos producción. La profundidad de la mezcla es fundamental determinada por la luz ya que es ésta la que establece la temperatura del agua. Esta zona tiende a homogeneizarse debido a los efectos del viento y el descenso de la temperatura en las horas nocturnas (Babbit y Harold, 1975).

La termoclina se define por una brusca disminución de temperatura, entre la zona más cálida, el epilimnio, y la zona que actúa como barrera ante el intercambio de materiales y que se presenta en pocos metros, conocida como metalimnio; esta zona representa la transición hacia la más fría, el hipolimnio. La zona más profunda y fría es el hipolimnio conocida como zona oscura, donde no alcanza a penetrar la luz solar y se producen los procesos de mezcla vertical, de descomposición y almacenamiento de elementos químicos. En esta zona existen organismos heterótrofos por falta de luz para hacer fotosíntesis. La falta de mezcla entre la zona superior e inferior hace que sea insuficiente el suministro de O_2 en el hipolimnio y de nutrientes en el epilimnio. La siguiente figura muestra el esquema de los perfiles en que se puede separar un cuerpo de agua de acuerdo a las distintas variables físicas del seno de la masa de agua (Bastidas y García, 2005).

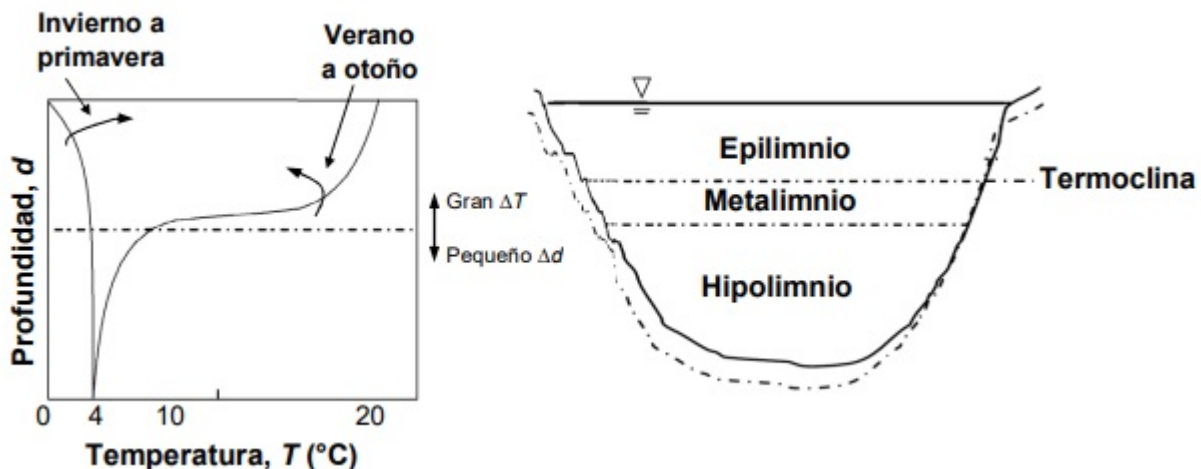


Figura 25: Esquemas típicos de segmentación utilizados para lagos y embalses estratificados

Por otra parte, las sustancias se pueden clasificar como conservativas y no conservativas. Las conservativas, son las que no están sujetas a ningún proceso de transformación debido a reacciones químicas o a degradaciones bioquímicas; las no conservativas, son las que sí se encuentran sujetas a reacciones internas, como lo es el decaimiento, descomposición, deposición, captación, etc. La distribución vertical de las sustancias varía de acuerdo a su concentración y se puede medir tanto su concentración como su dis-

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

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

Para los sólidos suspendidos y algunos metales se calculan sus concentraciones en la vertical, suponiendo que sean lo suficientemente grandes para sedimentarse con cierta velocidad. De esta manera se puede obtener la distribución vertical de dichas sustancias; las cuales se encuentran en función de la profundidad del embalse. Para los sólidos disueltos la velocidad de sedimentación es nula y una ecuación puramente dispersiva no es confiable ya que cualquier pequeña advección es significativa para poder determinar su distribución vertical. Las sustancias no conservativas se descomponen con el tiempo, debido a reacciones químicas, degradación bacteriana, desintegración radiactiva, y a sedimentación de partículas. Algunas sustancias que se consideran no conservativas son

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

Para poder calcular la distribución vertical de estas sustancias es necesario entender que éstas se descomponen de acuerdo a una reacción de primer orden. Lo que significa que la tasa de descomposición de la sustancia es proporcional a la concentración en cualquier momento. Especificando las condiciones de borde en la superficie y en el fondo del lago se puede obtener la distribución vertical de éste, por medio de integraciones sucesivas. El déficit total de la sustancia en estudio es la diferencia entre la superficie y el fondo de un lago con áreas y dispersión variables, por lo que se puede calcular este déficit para cualquier zona del lago, siendo este el hipolimnio, el metalimnio, etc. Para estos cálculos se debe tener en cuenta la variación natural de algunos parámetros del lago, como lo es el oxígeno en distintas capas debido a la fotosíntesis y la respiración (Benavides, 2011).

5.2.3. Estado no estacionario

Las variaciones en las condiciones de transporte de sustancias, en los aportes o en la cinética de las reacciones conducen frecuentemente, en el caso de lagos y embalses, a estados no permanentes o estacionarios. Por simplicidad, para el balance de agua se asume que la precipitación y la evaporación son aproximadamente equivalentes y que el flujo subterráneo de agua es despreciable. Este tipo de esta se observa en la siguiente figura (Bjorklund et al., 2017).

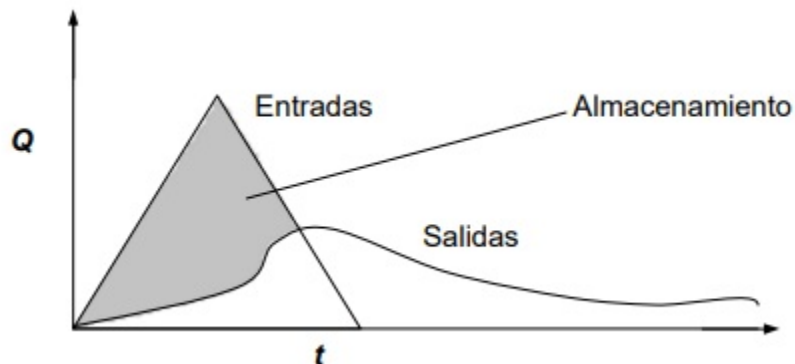


Figura 26: Hidrograma de entradas y salidas en un tiempo determinado

Para este caso, se tiene la siguiente ecuación

$$S = \frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out}. \quad (95)$$

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

$$Q_{out} = CLH^\alpha, \quad (96)$$

donde C y α son coeficientes dependientes del vertedor, L es la longitud del vertedor y H es la elevación del agua. En los casos en que no se cuenta con la ecuación del vertedor, se pueden establecer relaciones midiendo el flujo y la elevación. De igual manera la ecuación se puede representar de la forma

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in}(t) - Q_{out}(H). \quad (97)$$

Un lago o embalse se encuentra en estado no estacionario cuando sus condiciones cambian en función del tiempo; es por ello que las escalas de tiempo y de espacio son de esencial importancia en la determinación del modelo adecuado para describir los procesos de cambio de las sustancias o contaminantes (Borbolla-Sala, 2003).

Largo plazo. A fin de realizar un análisis a largo plazo del cambio de concentración en un lago en estado no permanente, se debe tomar como escala de tiempo, por lo menos, un año. Ya que de esta manera se puede considerar al lago como una masa de mezclado total con cambios estacionales o de temporada. Haciendo un balance de masas en un lago, lo cual es básicamente lo mismo que un balance de agua en gastos, pero se trabaja en términos de concentración, se obtiene la concentración de la sustancia en estudio. El periodo de retención de la sustancia en el lago es la relación entre el volumen del lago y el gasto de la sustancia. Si se analiza una sustancia conservativa, la concentración de esta depende directamente del aporte de carga de la misma sustancia en las entradas con relación al flujo a través del sistema; y cuando el tiempo de la sustancia dentro del lago tiende a infinito, se alcanza la concentración de equilibrio de la sustancia. Si se tiene una sustancia no conservativa se debe suponer que la concentración que se tiene en un principio cambiará en determinado tiempo a la concentración de equilibrio para después degradarse completamente y ser nula, lo cual puede no alcanzarse a realizarse dentro del cuerpo de agua. En el primer caso la concentración inicial de la sustancia no conservativa se transformará dependiendo su constante de velocidad de reacción k_1 ; en el segundo caso, la concentración inicial se degradará hasta la concentración de equilibrio, dependiendo de su constante de reacción k_1 y se terminará degradando completamente, dependiendo de igual manera de su constante de reacción k_2 , como se muestra en las siguientes ecuaciones

$$\text{Primer caso } C_1 \xrightarrow{k_1} C_2 \quad (98)$$

$$\text{Segundo caso } C_1 \xrightarrow{k_1} C_2 \xrightarrow{k_2} 0 \quad (99)$$

Un ejemplo del primer caso puede ser un caso extremo de conversión de nutriente a fitoplancton y del segundo caso puede ser alga sujeta a degradación por depredación o por respiración (Byran, 1992).

Corto plazo. Se realizan análisis a corto plazo cuando se desea determinar la concentración de parámetros que cambian en periodos transitorios. Un ejemplo de un análisis en estado no estacionario a corto plazo es un modelo de eutroficación, donde se consideran como variables las concentraciones de fitoplancton y zooplancton, los nutrientes principales (nitrógeno y fósforo), así como otras sustancias usualmente consideradas. Los elementos biológicos en el modelo son espacial y temporalmente dependientes de los nutrientes y del consumo de los diferentes niveles tróficos en el lago. Este tipo de modelos dependen de sustancias y parámetros que proporcionan una estimación de las condiciones promedio analizadas. Es necesario un análisis a corto plazo debido a que ciertas condiciones pueden desviarse considerablemente de los valores promedio tanto temporal como espacialmente (CONAGUA, 2011).

5.2.4. Eutroficación y nutrientes

El aporte de un ecosistema lacustre a un terrestre, es inevitable y es debido al aporte de sedimentos que terminan depositándose en lagos y embalses. Estos aportes son ricos en nutrientes, a base de fósforo, nitrógeno y materia orgánica. Aunque los nutrientes

son buenos, ya que muchos organismos fotosintéticos cuentan con materia prima para funcionar y proliferar; en exceso, se genera una abundancia de plantas y otros organismos, lo que aumenta la regeneración de nutrientes y materia orgánica, incrementando aún más el crecimiento. La propagación y concentración de fitoplancton en la superficie impide que la luz penetre, causando turbiedad y oscuridad en las capas inferiores del lago, restringiendo la productividad en las zonas más profundas. Las plantas que mueren y el aporte de materia orgánica producen más descomposición, aumentando la actividad bacteriana. Esta disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, cambiando su calidad y reduciendo el número de especies de seres vivos bajo la superficie. La desaparición de oxígeno y la sedimentación de especies muertas en el fondo provocan la aparición de bacterias anaerobias que producen gases malolientes, dándole un aspecto nauseabundo al lago, disminuyendo la calidad del agua. Como resultado se tiene un ecosistema casi destruido que poco a poco morirá por completo (Di Rienzo, 2015).

Algunas veces, los sedimentos van depositándose en el fondo, reduciendo la profundidad del lago, hasta que se azolva por completo convirtiéndose en pantano y más tarde en un prado. Los cuerpos de agua suelen clasificarse según la abundancia de nutrientes que contienen, como se muestra en la siguiente Figura (Galdos, 2017).

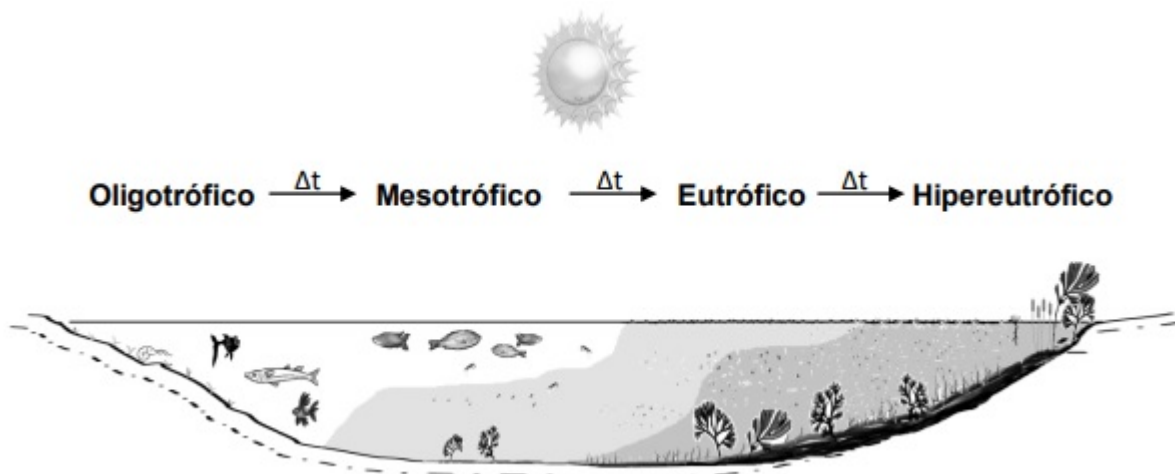


Figura 27: Proceso de eutoficación de un lago

En cuanto a su estado trófico, los cuerpos de agua se clasifican de la siguiente manera:

- Oligotrófico. Lago probablemente nutrido, por lo que el agua es clara, penetra la luz con facilidad, hay oxígeno en abundancia y tiene una baja producción. Aunque la cantidad de organismos que habitan en este estado es limitado, pueden existir una gran diversidad de especies.
- Mesotrófico. Lago moderadamente nutrido, el agua cuenta con más nutrientes y menos oxígeno, con todo lo que esto implica.
- Eutrófico. Lago bien nutrido, lo que facilita la proliferación de las algas y disminuye el

nivel de oxígeno disuelto en el agua; la luz penetra con dificultad, el agua es turbia por lo que se encuentran seres vivos característicos de aguas pobres en oxígeno.

- d) Hipereutrófico. Lago sobrenutrido; el fondo del lago se va rellorando rápidamente de sedimentos, donde se producen putrefacciones anaerobias con malos olores, y la luz solar ya no penetra en el lago (Galindo y Viqueira, 2007).

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

a) Visuales.

- Cambios en el color de agua.
- Aparición de floraciones de algas y crecimiento de macrófitos.

b) Químicas.

- Conductividad, pH, contenido de nitrógeno, fósforo y oxígeno, H_2S y características del sedimento.

c) Biológicas.

- Algas y macrófitos.
- Zooplancton y zoobentos.
- Peces.

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

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

Los nutrientes inorgánicos proporcionan componentes químicos básicos para la vida en los sistemas acuáticos. Algunos se requieren en grandes cantidades para el desarrollo de las células; éstos se conocen como macronutrientes, los cuales son el carbono, oxígeno, nitrógeno, fósforo, azufre, sílice y hierro. Cantidades menores de otros nutrientes, micronutrientes, como lo son el manganeso, cobre y zinc, también son necesarios. El fósforo es esencial para la vida, debido a que tiene un papel fundamental en los sistemas genéticos y en el almacenamiento y la transferencia de energía de las células. Desde el punto de calidad del agua, el fósforo es muy importante ya que suele ser el nutriente limitante debido a los siguientes factores (García, 2006):

- a) No abunda en la corteza terrestre y los minerales de fosfatos que sí existen no son muy solubles.
- b) No existe en forma gaseosa.
- c) El fosfato tiende a sorber fuertemente las partículas de grano fino. El asentamiento de estas partículas, junto con la sedimentación de las partículas orgánicas que contienen fósforo, sirve para remover el fósforo del agua hacia los sedimentos del fondo, así como por absorción del suelo (García, 2015).

Aunque el fósforo es escaso en la naturaleza, muchas actividades humanas resultan en descargas de fósforo en las aguas naturales como se observa en la siguiente figura.

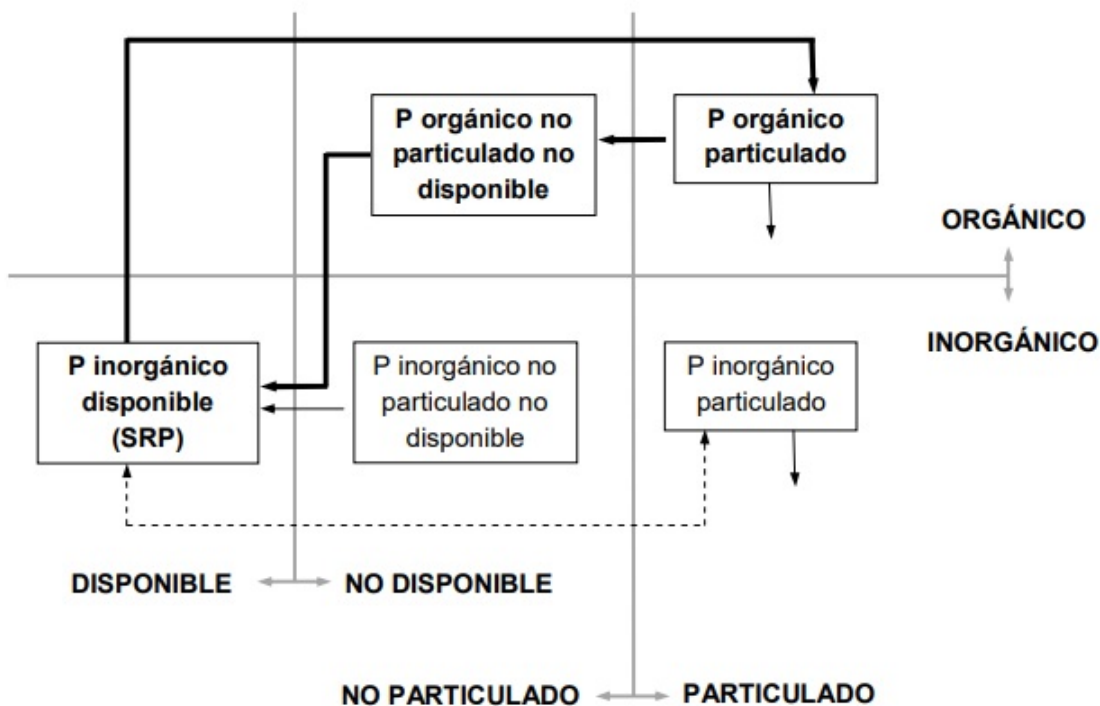


Figura 28: Formas de fósforo que se encuentran en aguas naturales (González-Espinoza, 2014)

El fósforo en aguas naturales se subdivide de la siguiente manera:

1. Fósforo reactivo soluble (SRP, por sus siglas en inglés): conocido también como ortofosfato o fósforo soluble inorgánico, es la forma disponible para las plantas ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}).
2. Fósforo orgánico particulado: consiste en las plantas, animales y bacterias, así como detritos orgánicos.
3. Fósforo orgánico no particulado: son compuestos orgánicos disueltos o coloidales en el fósforo; surgen a partir de la descomposición de la partícula orgánica del fósforo.

4. Fósforo inorgánico particulado: minerales de fosfato, ortofosfato absorbido y fosfato con materia sólida.
5. Fósforo inorgánico no particulado: incluye fosfatos condensados, como los de los detergentes.

La medición del fósforo total en el agua se utiliza para cuantificar el nivel de eutroficación (Guentzel et al, 2007).

Otro de los componentes de estudio es el nitrógeno. Las formas primarias del nitrógeno son:

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

El nitrógeno orgánico se puede descomponer en componentes particulados y disueltos, como se observa en la siguiente figura.

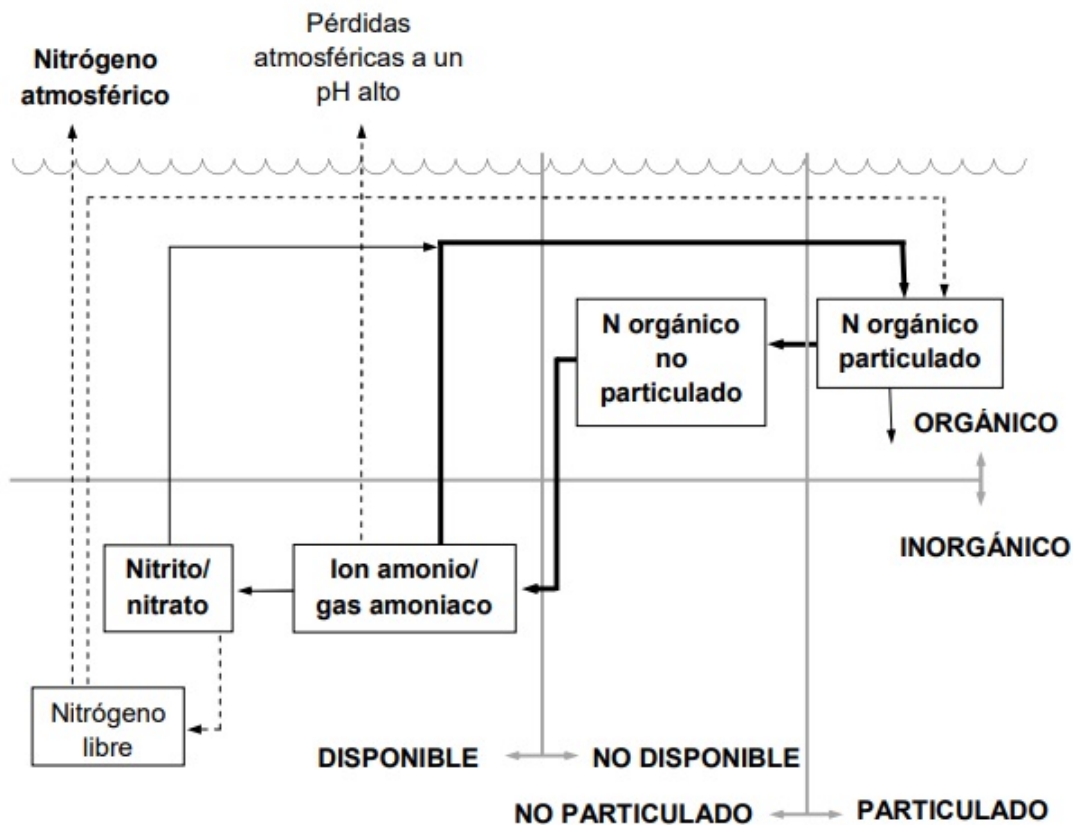


Figura 29: Formas de nitrógeno que se encuentran en aguas naturales (Günter, 2012)

Algunos de los principales procesos que se presentan en la dinámica de estos grupos son:

- a) Asimilación de amoníaco y nitrato. Esto incluye la absorción de nitrógeno inorgánico por fitoplancton.
- b) Amonificación. Transformación de nitrógeno orgánico en amoníaco, proceso que implica varios mecanismos, incluyendo la descomposición bacteriana, excreción del fitoplancton y autólisis directa después de la muerte celular.
- c) Nitrificación. Oxidación de amoníaco a nitrito y de nitrito a nitrato a través de la acción de un grupo selecto de bacterias aerobias.
- d) Desnitrificación.
- e) Fijación de nitrógeno. Un número de organismos pueden utilizar el nitrógeno en su forma elemental, como lo hacen las algas verdes azules (Henze et al., 2017).

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

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

El fósforo es usualmente identificado como el nutriente principal que rige el proceso de eutroficación en las aguas naturales. Sin embargo, algunos estuarios tienden a estar limitados de nitrógeno (Jiménez, 2011).

Por otra parte, el carbono puede desempeñar tres funciones en el modelado de la calidad del agua:

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

Los nutrientes provenientes de desagües domésticos, industriales o de agricultura han producido la eutroficación de las aguas, cambiando sustancialmente el ecosistema debido al crecimiento desmedido de algas y plantas, degradando la calidad del agua y disminuyendo la eficiencia del sistema. El carbono inorgánico disuelto consiste en dióxido de carbono (CO_2), bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3), como se observa en la siguiente figura.

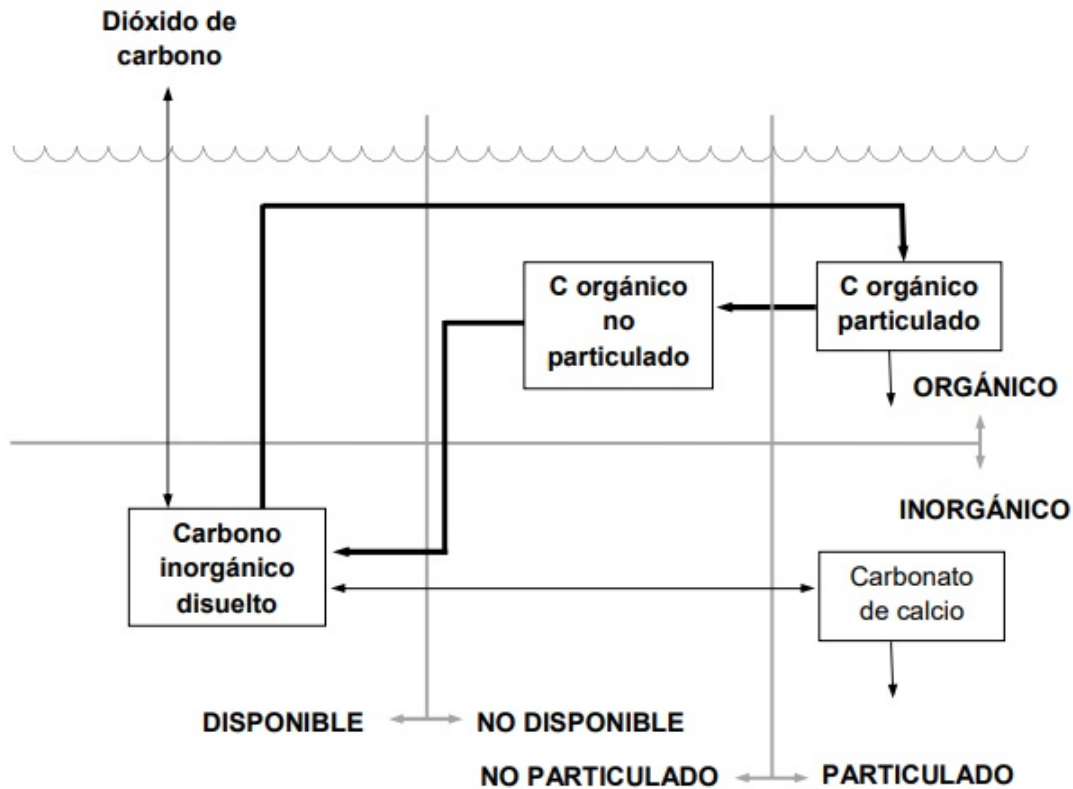


Figura 30: Formas de carbono que se encuentran en aguas naturales (Jiménez y Chávez, 2000)

5.3. Modelos de calidad del agua a partir de datos de campo e imágenes satelitales

Se han generado diversos modelos matemáticos para estimar algunos parámetros de calidad del agua a partir de información obtenida a través de imágenes satelitales, por lo que es conveniente establecer sus ventajas y limitaciones. Antes de poder identificar los pros y contras de los modelos de calidad del agua utilizando la percepción remota es importante saber cómo trabaja ésta. La percepción remota (PR) es el conjunto de técnicas para obtener información de objetos y superficies terrestres mediante sistemas de detección de energía electromagnética; dichos sistemas se encuentran instalados en plataformas espaciales. La PR cuenta con los siguientes elementos:

- Fuente de energía electromagnética (iluminación).
- Radiación y atmósfera (medio de transmisión).
- Interacción con el objeto (relación entre radiación incidente y objeto).
- Detección de energía por el sensor (captación y almacenamiento de radiación emitida por objeto y atmósfera).

- e) Transmisión, recepción y procesamiento (datos e imágenes satelitales).
- f) Interpretación, análisis y aplicación (información de objeto en estudio).

Los sensores de las plataformas satelitales captan la información transmitida en forma de energía electromagnética del objeto o área de estudio, y la plataforma se encarga de sustentar físicamente los sistemas necesarios para que los sensores funcionen correctamente. Las plataformas operan a diferentes alturas, por lo que se debe tener en cuenta que dependiendo de la altura de la plataforma, existirán variaciones en la escala, resolución y cobertura espacial de los datos recolectados. Los sensores se diferencian por su número de bandas espectrales (pancromáticos, multispectrales o hiperespectrales), por su resolución espacial (alta, mediana o baja), temporal (horaria, diaria, semanal o frecuencia periódica de visita) y radiométrica (8, 12 o 16 bits), así como por su aplicación (meteorológicos, recursos de la tierra, etc.) (Kulinkina, 2016).

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

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

Figura 31: Principales bandas del espectro electromagnético usadas en PR (Laino, 2016)

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) proveen representaciones espaciales de la superficie del planeta, donde se aplican los avances tecnológicos al conocimiento geográfico, representando digitalmente diversos aspectos y características de interés. Los SIG son el conjunto de software, hardware, bases de datos, personas, y procedimientos relacionados por redes computacionales por lo que son indispensables para la formulación de los diversos modelos que sirven para representar la calidad del agua a partir de imágenes satelitales. Cada modelo matemático diseñado consiste en un proceso único y específico pero el resultado deseado de éste puede ser el mismo que otro; por lo que éstos también comparten ciertas limitaciones y ventajas, las cuales pueden variar dependiendo la peculiaridad de cada modelo (Laino, 2015).

5.3.1. Limitaciones y ventajas

Resulta evidente que los modelos de calidad del agua a partir de datos de campo e imágenes obtenidas de satélites tienen grandes ventajas, pero también ciertas limitaciones. Una de las principales limitaciones es el costo del servicio satelital así como la dificultad para su contratación en las fechas programadas para realizar las pruebas. Por ejemplo, el costo de los datos obtenidos por un satélite de alta resolución probablemente podría ser muy grande para muchas ciudades sólo para la evaluación de la transparencia de lagos, pero podría ser justificable si las imágenes también son usadas para vigilar los cambios en el uso y la cubierta del suelo y el estado de los humedales. Las técnicas de detección remota tienen mayores ventajas que el método tradicional de sólo toma de muestras debido a que la cobertura geográfica permanente de imágenes tomadas desde satélites proporciona información continua de la calidad del agua sobre todo el cuerpo de agua. La obtención de imágenes desde satélites, permite conseguir información en aquellos lugares de difícil acceso. La información que se puede obtener de imágenes históricas sobre la calidad del agua es de suma importancia ya que permite ver el modo en que el agua ha ido evolucionando. Es indispensable tomar muestras de agua en algunos puntos en los embalses, específicamente escogidos, con el propósito de que sirvan de prueba y de esa manera ir afinando la relación de las propiedades del agua con la información obtenida de los satélites (Leal, 2009).

La concentración de sedimentos en suspensión, el fitoplancton y los materiales orgánicos disueltos son factores que influyen de manera predominante en las propiedades ópticas del agua y en su calidad, así como sobre la vida acuática. La información sobre los sedimentos permite conocer ciertas características de las cuencas, como su grado de erosión y las pérdidas de suelos. Las imágenes satelitales se pueden usar también para calibrar y validar los modelos de transporte de sedimentos hidrodinámicos. Las mediciones tradicionales de la calidad del agua requieren muestras tomadas in situ, las cuales tienen un costoso esfuerzo y consumo de tiempo. Debido a esas limitaciones es impráctico cubrir todo el cuerpo de agua u obtener frecuentemente repetidas muestras en un sitio. Esta dificultad de lograr sucesivas muestras de la calidad del agua viene a ser una barrera para la predicción y vigilancia de la calidad del agua. A su vez, es necesario contar con un laboratorio equipado para el análisis de las muestras, lo cual puede ser difícil de obtener constantemente para el monitoreo del cuerpo de agua. Sería ventajoso para los administradores de las cuencas poder detectar, mantener y mejorar las condiciones de la calidad del agua en múltiples sitios de ríos y lagos sin estar dependiendo de mediciones de campo. Las técnicas de detección remota tienen el potencial de superar estas limitaciones proveyendo un medio alternativo de estudiar y vigilar la calidad del agua sobre un amplio intervalo de escalas temporal y espacial (Lintern, 2017).

6. Metodología

6.1. Calidad del agua

El estudio de la calidad del agua es primordial, debido a que éste es un importante componente dentro de la cuenca de un río, en donde se involucra la contaminación y las cargas orgánicas. Dicha importancia radica también en la multiplicidad de usos, que pueden ser abastecimiento de agua potable, o aprovechamiento para procesos industriales, generación de energía hidroeléctrica, riego, navegación, pesca o recreación, incluyendo también transportación de desechos sólidos y líquidos; donde este último uso se constituye en un impedimento de los usos y actividades anteriores. Desde 1971 con la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental y el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas de 1973, se inició la normativa de metodologías para la toma de muestras y determinaciones analíticas de parámetros de calidad del agua.

A lo largo de los años, las distintas normativas tienen como objeto uniformizar los criterios para la toma de muestras y los análisis que pueden obtenerse en el sitio de muestreo, para tener un punto de comparación entre los resultados y su interpretación. Para ilustrar lo anterior, se presentan algunas definiciones, criterios y métodos de muestreo y de análisis de campo dentro de las Normas Oficiales Mexicanas, así como algunos métodos no normalizados.

Muestreo. Es el proceso de separar una pequeña porción (muestra) del total, de tal manera que represente el carácter y calidad de la masa de la cual se tomó. El muestreo adecuado del agua es necesario para obtener datos concernientes a sus características físicas, químicas y biológicas. Los recipientes para las muestras deben ser materiales inertes al contenido de las aguas. Se recomiendan los recipientes de polietileno o vidrio. En el caso de los recipientes para muestras a las que se les va a efectuar análisis bacteriológicos, deben ser de material resistente a presiones y temperaturas requeridas para la esterelización. Para la determinación de análisis físico-químicos los recipientes deben tener una capacidad mínima de dos litros. En el caso de los recipientes para análisis bacteriológicos la capacidad debe ser no mayor de 250 ml y de un litro para determinar grasas y aceites.

6.1.1. Criterios para la toma de muestras

Los puntos de colección de muestras, son seleccionados tomando en cuenta las fuentes de contaminación, caudal y velocidad de la corriente, dilución para corrientes ramificadas, cambios en la topografía y declive del cuerpo receptor en estudio. Las muestras deben ser representativas de las condiciones que existen en el punto y hora de muestreo, y tener el volumen suficiente para efectuar en él las determinaciones correspondientes. Por regla general, se toman las muestras de agua en donde existen puntos de turbulencia, a fin de obtener muestras más representativas. Cuando no hay turbulencias, se toman las muestras en el centro de la corriente. En los ríos, se toman varias series de

muestras a diferentes profundidades y distancias entre las orillas, dependiendo de las características hidráulicas, ya que es diferente por ejemplo, el grado de salinidad de un río tierra adentro, que en la desembocadura. En muchas ocasiones habrá que hacer el muestreo de acuerdo con la hidrografía del río.

En el caso de corrientes o cuerpos receptores a los que se descargan aguas residuales en forma directa, los criterios son los siguientes: tomar la muestra aguas arriba de la descarga, a una distancia en la que no se manifieste influencia de ésta; en la descarga misma, lo más próximo posible a su desembocadura al cuerpo receptor; y aguas abajo de la descarga, a una distancia en la que se considere se haya efectuado una mezcla uniforme de la descarga en el cuerpo receptor. Igualmente se recomienda muestrear a una distancia tal, que se considere que el cuerpo receptor haya absorbido el efecto de la descarga, para apreciar el grado de recuperación. Para fines de estudio de un cuerpo receptor, se muestrea en aquellos sitios en que se aprecian cambios fuertes de sección, caídas, zonas cubiertas por lirio u otros organismos eutroficantes. En los afluentes, antes de desembocar al cuerpo receptor; dentro del cuerpo receptor, donde se aprecie una mezcla uniforme de los afluentes y en las salidas del cuerpo receptor.

Tomando en cuenta lo anterior se establecieron las estaciones de aforo y muestreo a lo largo del cauce, así como de las principales fuentes contaminantes, para conocer en cantidad y calidad el estado actual de la corriente. Todo ello, previo a un recorrido de campo a lo largo de la corriente en estudio, con objeto de actualizar datos preliminares, fijar los puntos y establecer la frecuencia de muestreo, así como determinar el equipo y materiales necesarios a utilizar. La selección de las estaciones de aforo y muestreo se efectuaron con el criterio siguiente:

- a) En el sitio determinado como inicio del estudio.
- b) Antes, sobre y después de cada afluente al cauce principal.
- c) Antes, sobre y después de cada descargar de aguas residuales.
- d) Antes y después de cada cambio de sección o de pendiente.
- e) A la entrada y salida de presas.
- f) Antes, sobre y después de cada canal de extracción.
- g) En dos puntos intermedios de cada segmento.

En todos los puntos de muestreo seleccionados se tomaron muestras de agua y se transportaron al laboratorio para su análisis.

6.1.2. Caracterización del agua

Todo cuerpo de agua recibe en mayor o menor grado cargas contaminantes. La determinación de estas, es esencial para conocer sus respuestas actuales y futuras a dichas

solicitaciones. Existe gran número de elementos y sustancias químicas que pueden o no alterar las condiciones físicas y químicas de un agua natural. Gran porcentaje de los compuestos químicos que se encuentran en un curso de agua natural, así como en las aguas residuales, corresponden a compuestos orgánicos. La importancia y el efecto de los contaminantes más significativos en los cuerpos de agua se pueden encontrar en diversas publicaciones de ingeniería sanitaria e ingeniería química, donde se aprecia con exactitud el desarrollo y el estudio de la contaminación del agua. Lo que se pretende con la caracterización de un efluente, es determinar el grado de contaminación de la corriente, las condiciones de descarga de materia orgánica producida por los centros poblacionales, tanto de áreas urbanas directas como aguas arriba indirecta.

De acuerdo con ello, los parámetros de laboratorio que se tomaron en cuenta para la caracterización del agua son los siguientes:

1. Potencial hidrógeno (Ph).
2. Oxígeno disuelto.
3. Color.
4. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).
5. Demanda Química de Oxígeno (DQO).
6. Nitrógeno.
7. Coliformes totales.
8. Coliformes fecales.

La siguiente tabla presenta la clasificación de las aguas de los cuerpos receptores superficiales en función de sus usos y características de calida.

Clase	Usos	(1) Ph	(2) Temperatura (°C)	(3) O.D. (mg/l)	(4) Bacterias coliformes N.M.P. (Organismos/100ml)
				Límite mínimo	Límite máximo
DA	Abastecimiento para sistemas de agua potable e industrial alimenticia con desinfección únicamente. Recreación (contacto primario) y libre para los usos DI, DII y DIII.	6.5 a 8.5	C.N. más 2.5 (a)	4.0	200 fecales (b)
DI	Abastecimiento de agua potable con tratamiento convencional (coagulación, filtración y desinfección) industrial.	6.0 a 9.0	C.N. más 2.5 (a)	4.0	1000 fecales (e)
DII	Agua adecuada por uso recreativo, conservación de flora, fauna y usos industriales.	6.0 a 9.0	C.N. más 2.5	4.0	1000 (j) y libre para los demás cultivos.
DIII	Agua para uso agrícola e industrial	6.0 a 9.0	C.N. más 2.5	3.2	
DIV	Agua para uso industrial (excepto procesamiento de alimentos)	5.0 a 9.5		3.2	

Figura 32: Clasificación de las aguas (parte 1) (CONAGUA, 2011)

- U.T.J. = Potencial de hidrógeno.
- O.D. = Oxígeno disuelto.
- N.M.P. = Número más probable.
- mg/l = Miligramos por litro.
- C.N. = Condiciones naturales.
- °C = Grados centígrados.

Clase	Usos	(5) Aceites y grasas (mg/l)	(6) Sólidos disueltos (mg/l)	(7) Turbiedad (U.T.J.)	(8) Color (Escala Platino Cobalto)
		Límite máximo	Límite máximo	Límite máximo	Límite máximo
DA	Abastecimiento para sistemas de agua potable e industrial alimenticia con desinfección únicamente. Recreación (contacto primario) y libre para los usos DI, DII y DIII.	0.70	No mayor de 1000	10	20
DI	Abastecimiento de agua potable con tratamiento convencional (coagulación, filtración y desinfección) industrial.	1.0	No mayor de 1000	C.N.	(f)
DII	Agua adecuada por uso recreativo, conservación de flora, fauna y usos industriales.	Ausencia de película visible	No mayor de 2000	C.N.	C.N.
DIII	Agua para uso agrícola e industrial	Ausencia de película visible	(i)	C.N.	C.N. más 10
DIV	Agua para uso industrial (excepto procesamiento de alimentos)	5.0 a 9.5			

Figura 33: Clasificación de las aguas (parte 2) (CONAGUA, 2011)

- U.T.J. = Unidades de Turbiedad Jackson.
- mg/l = Miligramos por litro.
- C.N. = Condiciones naturales.
- °C = Grados centígrados.

Clase	Usos	(9) Olor y sabor	(10) Nutrientes Nitrógeno y Fósforo	(11) Materia flotante	(12) Sustancias tóxicas
		Límite máximo	Límite máximo		
DA	Abastecimiento para sistemas de agua potable e industrial alimenticia con desinfección únicamente. Recreación (contacto primario) y libre para los usos DI, DII y DIII.	Ausentes	(c)	Ausente	(d)
DI	Abastecimiento de agua potable con tratamiento convencional (coagulación, filtración y desinfección) industrial.	(g)	(c)	Ausente	(d)
DII	Agua adecuada por uso recreativo, conservación de flora, fauna y usos industriales.	C.N.	(c)	Ausente	(d)
DIII	Agua para uso agrícola e industrial		(c)	Ausente	(d)
DIV	Agua para uso industrial (excepto procesamiento de alimentos)				(d)

Figura 34: Clasificación de las aguas (parte 3) (CONAGUA, 2011)

- U.T.J. = Unidades de Turbiedad Jackson.
- mg/l = Miligramos por litro.
- C.N. = Condiciones naturales.
- °C = Grados centígrados.

Anexo de la tabla anterior.

- (a) Máximo 30°C, excepto cuando sea causada por condiciones naturales. Medida en la superficie fuera de la zona de mezclado, la cual se determinará de acuerdo con las características de descarga.
- (b) Este límite, en no más del 10 % del total de las muestras mensuales (5 mínimo), podrá ser mayor a 2000 coliformes fecales.
- (c) No deben existir en cantidades tales que provoquen una hiperfertilización.
- (d) El criterio con respecto a sustancias tóxicas es el siguiente:
 - Ninguna sustancia tóxica sola o en combinación con otras estará presente en concentraciones tales que conviertan el agua del cuerpo receptor en inadecuada para el uso específico a que se destinen.
 - En la siguiente tabla se resumen algunas de las sustancias tóxicas que de acuerdo con la información disponible se encuentran bajo reglamentación y estudio en varias partes del mundo.
 - Los valores de las sustancias de esta tabla no son limitativos y están sujetos a modificación de acuerdo con el futuro avance tecnológico.
- (e) Este límite, en no más del 10 % del total de las muestras mensuales (5 como mínimo), podrá ser mayor a 2000 coliformes fecales.
- (f) No será permitido color artificial que no sea coagulable por tratamiento convencional.
- (g) Removible por tratamiento convencional.
- (h) 2000 coliformes fecales como promedio mensual; ningún valor mayor de 4,000.
- (i) Conductividad no mayor de 2000 $\mu\text{mhos}/\text{cm}$. Si el valor de Relación de absorción de sodio (RAS) es mayor de 6, la dependencia encargada fijará el valor definitivo. Boro 0.4mg/l. Para valores superiores, la autoridad competente fijará el valor definitivo.
- (j) Para riego de legumbres que se consuman sin hervir o frutas que tengan contacto con el suelo.

Clasificación	DA	DI	DII	DIII
Arsénico	0.05	0.05	1.00	5.00
Bario	1.00	1.00	5.00	-
Boro	1.00	1.00	-	2.00
Cadmio	0.01	0.01	0.01	0.005
Cobre	1.00	1.00	0.10	1.00
Cromo hexavalente	0.05	0.05	0.10	5.00
Mercurio	0.005	0.005	0.01	-
Plomo	0.05	0.05	0.10	5.00
Selenio	0.01	0.01	0.05	0.05
Cianuro	0.20	0.20	0.02	-
Fenoles	0.001	0.001	1.00	-
Sustancias activas al azul del metileno (detergentes)	0.50	0.50	3.00	-
Extractables con cloroformo	0.15	0.15	-	-
Plaguicidas				
Aldrin	0.017			
Clordano	0.003			
D.D.T.	0.042			
Dieldrin	0.017			
Endrin	0.001			
Heptacloro	0.018			
Epóxico de heptacloro	0.018			
Lindano	0.056			
Metoxicloro	0.035			
Fosfatos orgánicos con carbamatos	0.100			
Toxafeno	0.005			
Herbicidas totales	0.100			
Radioactividad (picocuries por litro)				
Beta	1.00	1.00	1.00	
Radio 226	3	3	3	
Estroncio	10	10	10	

Figura 35: Valores máximos permisibles de sustancias tóxicas (mg/l) (CONAGUA, 2011)

6.1.3. Regiones hidrológicas administrativas

Las regiones hidrológico-administrativas están formadas por la agrupación de regiones hidrológicas conservando municipios completos. Para el desempeño de sus funciones, la Comisión Nacional del Agua cuenta con una Gerencia Regional en cada una de dichas regiones. El número, lugar y circunscripción territorial de las Gerencias de la Comisión Nacional del Agua, fueron publicadas el 18 de mayo de 1998 en el Diario Oficial de la Federación y actualizados el 13 de octubre de 2000.

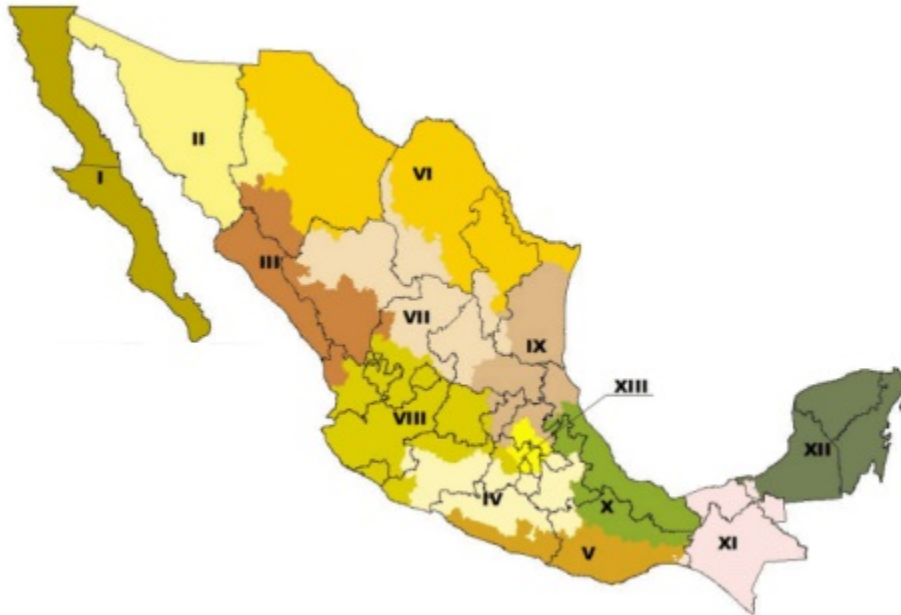


Figura 36: División geográfica de las gerencias regionales. Fuente: Estadísticas del Agua, CONAGUA, 2004

Regiones hidrológicas administrativas

- I. Península de Baja California.
- II. Noroeste.
- III. Pacífico Norte.
- IV. Balsas.
- V. Pacífico Sur.
- VI. Río Bravo.
- VII. Cuencas Centrales del Norte.
- VIII. Lerma - Santiago - Pacífico.

IX. Golfo Norte.

X. Golfo Centro.

XI. Frontera Sur.

XII. Península de Yucatán.

XIII. Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala.

De acuerdo con la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), para los sitios de monitoreo de calidad del agua superficial, según el indicador DBO5 por Región Hidrológica-Administrativa, para los años 2003 - 2020, se cuentan con los siguientes datos:

	Calidad reportada				
	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	Fuertemente contaminada
Año					
2003	71.9	6.3	3.1	15.6	3.1
2004	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2005	55.6	14.8	29.6	0.0	0.0
2006	34.4	50.0	9.4	6.3	0.0
2007	18.7	65.6	9.4	6.3	0.0
2008	21.8	71.9	6.3	0.0	0.0
2009	0.0	86.1	13.9	0.0	0.0
2010	27.7	55.6	16.7	0.0	0.0
2011	81.8	15.2	0.0	3.0	0.0
2012	71.1	19.8	7.1	1.2	0.8
2013	51.1	34.8	12.5	1.6	0.0
2014	62.0	26.0	10.4	1.2	0.4
2015	72.0	21.5	4.2	2.3	0.0
2016	73.3	19.0	6.5	0.8	0.4
2017	28.5	30.1	39.8	1.2	0.4
2018	20.1	16.7	59.4	3.1	0.7
2019	17.9	17.9	51.8	10.4	2.0
2020	51.4	18.8	28.3	1.4	0.0

Figura 37: Calidad del agua superficial por año de DBO5 y porcentaje en la Región Hidrológica Administrativa XI. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

La DBO5 es la Demanda Bioquímica de Oxígenoa cinco días. Esta determina la cantidad de materia orgánica biodegradable; es un indicativo de la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua, proveniente principalmente de las descargas de las aguas residuales tanto de origen municipal como no municipal. Los valores de DBO5 se expresan en mg/l y de acuerdo con este indicador, los niveles de calidad del agua son los siguientes:

- Excelente, si $DBO5 \leq 3$.
- Buena, si $3 < DBO5 \leq 6$.
- Aceptable, si $6 < DBO5 \leq 30$.
- Contaminada, si $30 < DBO5 \leq 120$.
- Fuertemente contaminada, si $DBO5 > 120$.

Los datos de DQO se observan en la siguiente tabla.

	Calidad reportada				
	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	Fuertemente contaminada
Año					
2003	66.6	22.2	5.6	0.0	5.6
2004	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2005	44.4	22.2	14.8	18.5	0.0
2006	9.4	43.8	28.1	15.6	3.1
2007	32.3	35.5	22.6	6.5	3.2
2008	31.2	46.9	15.6	6.3	0.0
2009	16.6	50.0	13.9	13.9	5.6
2010	30.5	38.9	16.7	13.9	0.0
2011	38.2	32.4	20.6	8.8	0.0
2012	64.8	13.3	12.9	7.8	1.2
2013	37.5	21.1	25.4	14.8	1.2
2014	4.0	44.8	38.8	11.2	1.2
2015	16.5	37.2	34.9	9.2	2.3
2016	23.9	42.6	24.0	7.6	1.9
2017	13.4	39.8	37.1	9.3	0.4
2018	13.5	7.3	60.8	17.7	0.7
2019	10.8	15.1	42.2	27.9	4.0
2020	17.8	13.0	51.8	14.9	2.5

Figura 38: Calidad del agua superficial por año de DQO y porcentaje en la Región Hidrológica Administrativa XI. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

La DQO es la Demanda Bioquímica de Oxígeno. Este indicador se utiliza para determinar la cantidad total de materia orgánica, proveniente principalmente de las descargas de aguas residuales tanto de origen municipal como no municipal, presente en los cuerpos de agua, y que incide en la disminución del contenido de oxígeno disuelto al aumentar la concentración de materia, provocando una pérdida en la calidad del agua. Los valores de DQO se expresan en mg/l y de acuerdo con este indicador, los niveles de calidad del agua son los siguientes:

- Excelente, si $DQO \leq 10$.
- Buena, si $10 < DQO \leq 20$.
- Aceptable, si $20 < DQO \leq 40$.
- Contaminada, si $40 < DQO \leq 200$.
- Fuertemente contaminada, si $DQO > 200$.

Los datos de SST se observan en la siguiente tabla.

Año	Calidad reportada				
	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	Fuertemente contaminada
2003	55.6	33.3	11.1	0.0	0.0
2004	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2005	54.5	39.4	3.0	0.0	3.0
2006	0.0	61.5	23.1	15.4	0.0
2007	46.9	37.5	12.5	3.1	0.0
2008	3.1	62.5	25.0	9.4	0.0
2009	69.4	30.6	0.0	0.0	0.0
2010	41.6	55.6	2.8	0.0	0.0
2011	42.4	51.5	6.1	0.0	0.0
2012	65.7	20.9	3.1	8.3	2.0
2013	44.2	28.0	11.6	11.0	5.2
2014	45.8	46.4	6.3	1.4	0.0
2015	46.5	38.4	13.2	1.7	0.3
2016	40.9	39.3	16.1	3.7	0.0
2017	52.4	42.2	5.4	0.0	0.0
2018	45.6	51.2	2.7	0.5	0.0
2019	55.1	40.3	3.3	1.3	0.0
2020	39.4	47.8	8.9	3.3	0.6

Figura 39: Calidad del agua superficial por año de SST y porcentaje en la Región Hidrológica Administrativa XI. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Los SST son los Sólidos Suspendidos Totales. Este indicador se utiliza para determinar la cantidad de sólidos suspendidos totales en cuerpos de agua superficial, provenientes de las aguas residuales y la erosión del suelo. El incremento de los niveles de SST hace que un cuerpo de agua pierda la capacidad de soportar la diversidad de la vida acuática. Los valores de SST se expresan en mg/l y de acuerdo con este indicador, los niveles de calidad del agua son los siguientes:

- Excelente, si $SST \leq 25$.
- Buena, si $25 < SST \leq 75$.
- Aceptable, si $75 < SST \leq 150$.
- Contaminada, si $150 < SST \leq 400$.
- Fuertemente contaminada, si $SST > 400$.

Dentro del propio estado de Chiapas la calidad del agua para los indicadores DBO5, DQO y SST por número de sitios de monitoreo se observa en las siguientes figuras.

Año	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	Fuertemente contaminada	Total
2003	9	1	0	3	1	14
2004	0	0	0	0	0	0
2005	5	4	8	0	0	17
2006	10	3	3	0	0	16
2007	6	6	2	1	0	15
2008	2	11	2	0	0	15
2009	0	16	3	0	0	19
2010	2	12	5	0	0	19
2011	12	5	0	1	0	18
2012	136	13	12	3	2	166
2013	95	44	25	3	0	167
2014	104	47	8	3	0	162
2015	113	47	7	4	0	171
2016	130	33	7	2	0	172
2017	22	61	82	3	0	168
2018	6	30	138	8	0	182
2019	2	11	107	23	5	148
2020	59	41	70	4	0	174

Figura 40: Calidad del agua superficial por año de DBO5 y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Año	Fuertemente					Total
	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	contaminada	
2003	6	1	0	0	0	7
2004	0	0	0	0	0	0
2005	5	4	3	5	0	17
2006	2	4	7	3	0	16
2007	7	2	4	2	0	15
2008	3	7	4	1	0	15
2009	1	9	5	4	0	19
2010	4	7	5	3	0	19
2011	6	5	6	1	0	18
2012	130	9	17	8	2	166
2013	83	34	28	19	3	167
2014	8	90	47	15	2	162
2015	18	62	70	15	6	171
2016	27	80	46	15	4	172
2017	4	71	74	19	0	168
2018	2	4	133	43	0	182
2019	1	7	71	61	8	148
2020	5	22	108	33	6	174

Figura 41: Calidad del agua superficial por año de DQO y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Año	Fuertemente					Total
	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	contaminada	
2003	6	1	0	0	0	7
2004	0	0	0	0	0	0
2005	11	5	0	0	1	17
2006	0	10	2	4	0	16
2007	7	6	1	1	0	15
2008	0	9	4	2	0	15
2009	12	7	0	0	0	19
2010	9	9	1	0	0	19
2011	7	9	2	0	0	18
2012	153	27	8	25	6	219
2013	118	48	17	23	17	223
2014	103	103	11	2	0	219
2015	110	83	32	3	0	228
2016	101	91	27	3	0	222
2017	123	92	7	0	0	222
2018	104	121	4	0	0	229
2019	93	65	6	3	0	167
2020	68	127	16	9	1	221

Figura 42: Calidad del agua superficial por año de SST y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

En la siguiente Figura se observan los niveles de coliformes fecales de los últimos años para el estado de Chiapas.

	Excelente	Buena	Aceptable	Contaminada	Fuertemente contaminada	Total
Año						
2017	83	11	65	47	16	222
2018	154	14	31	15	15	229
2019	62	8	33	37	31	171
2020	61	11	47	58	17	194

Figura 43: Calidad del agua superficial por año de coliformes fecales y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Los coliformes fecales (CF) están presentes en los intestinos de animales y son excretados en sus heces fecales. Son bacterias de forma de bacilo (bastón) corto. El grupo de bacterias coliformes se utiliza como indicador de contaminación fecal en el agua, considerando que conforme mayor sea el número de coliformes en el agua, mayor será la probabilidad de estar frente a una contaminación reciente. Del grupo de coliformes fecales, la especie más prominente es *Escherichia coli*, la cual vive como comensal en el intestino delgado de animales; sin embargo, esta especie tiene algunas cepas que son patógenas y provocan enfermedades diarreicas. Los valores de CF se expresan en NMP/100 ml; de acuerdo con este indicador, los niveles de calidad del agua son los siguientes:

- Excelente, si $CF \leq 100$.
- Buena, si $100 < CF \leq 200$.
- Aceptable, si $200 < CF \leq 1000$.
- Contaminada, si $100 < CF \leq 10000$.
- Fuertemente contaminada, si $CF > 10000$.

En la siguiente Figura se observan los niveles de Sólidos Disueltos Totales de los últimos años para el estado de Chiapas.

Año	Ligeramente			Total
	Dulce	salobre	Salobre	
2015	20	1	0	21
2016	16	1	0	17
2017	20	1	0	21
2018	19	2	0	21
2019	16	1	0	17
2020	19	2	0	21

Figura 44: Calidad del agua superficial por año de Sólidos Disueltos Totales y número de sitios de monitoreo en Chiapas. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

SDT: Sólidos Disueltos Totales. Este indicador se utiliza para determinar la salinización de aguas subterráneas. Los valores de SDT se expresa en mg/l, de acuerdo con los cuales los niveles de calidad del agua son los siguientes:

- Dulce, si $SDT \leq 1000$.
- Ligeramente salobre, si $1000 < SDT \leq 2000$.
- Salobre, si $2000 < SDT \leq 10000$.
- Salina, si $SDT > 10000$.

El límite entre el agua dulce y la ligeramente salobre coincide con la concentración máxima señalada por la modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1-1994, que *establece los límites máximos permisibles que debe cumplir el agua para consumo humano y tratamiento en materia de calidad del agua para consumo humano*.

En la siguiente figura se observan los datos de carga contaminante por día y la mediana anual por año en la desembocadura del Río Grijalva, en el municipio de Centla, Tabasco.

Contaminantes					
Año	2015	2016	2017	2018	2019
Carga contaminante (Ton/día)					
Nitrógeno (Ton/día)	sd	44.341	76.936	73.234	sd
Fósforo total (Ton/día)	sd	3.384	9.82	3.778	sd
SST (Ton/día)	sd	1953.9773	1151.2621	1247.2782	sd
Mediana anual					
Nitrógeno (mg/l)	0.85	0.47	1.34	1.2	1.39
Fósforo total (mg/l)	0.616	0.458	0.161	0.104	0.016
Clorofila (mg/m3)	<0.1	<0.1	sd	4.077	sd
OD (mg/l)	5.95	6.65	7.35	5.58	7.9
DBO (mg/l)	2.67	2.41	<2	<2	2.39
DQO (mg/l)	43.57	48.59	48.29	32	26.79
SST (mg/l)	801.67	743.96	210.949	13	23

Figura 45: Carga contaminante total. Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Las siguientes figuras presentan la calidad del agua en estaciones seleccionadas del Río Grijalva. La fuente reporta los datos con medianas en lugar de promedios debido a la alta sensibilidad de los promedios a los valores extremos. Además, se reportan datos de diferentes estaciones porque a partir del año 2000 no se dispuso de recursos para acceder a la estación Estuario Cruce Frontera; a partir del año 2012 se dispuso de recursos adicionales para apoyar el monitoreo de calidad de la agua, por lo que se puede reportar nuevamente las mediciones de dicha estación.

La ubicación geográfica de las estaciones de medición es

- Estuario Cruce Frontera: 18°31'30" lat N; 92°30'10" long. W.
- El Rosarito, Tabasco: 18°10'00" lat N; 92°42'00" long. W.

Concepto	Unidades	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Estación de medición										
Nombre		Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	El Rosarito, Tabasco	El Rosarito, Tabasco	El Rosarito, Tabasco	El Rosarito, Tabasco	El Rosarito, Tabasco	El Rosarito, Tabasco	El Rosarito, Tabasco
Distancia a la desembocadura	km	10	10	51	51	51	51	51	51	51
Frecuencia de muestreo anual	Número	12	5	5	6	5	6	6	6	4
Parámetros (mediana anual)										
Temperatura	°C	27	26.5	27	30	27.98	29	26.8	27.5	27
Acidez	pH	nd	nd	nd	7.68	7.12	7.26	7.4	7.58	7.13
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /l	7	6	7	5.86	5.64	5.81	nd	3.2	3.89
Saturación de oxígeno	%	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DBO (20°C 5d)	mg O ₂ /l	2	2	2	<2	5.071	5.07	<3	3.5	2.7
DQO (K ₂ Cr ₂ O ₇)	mg O ₂ /l	18	24	18	7.23	27.4	15	11.97	14.69	10.92
Sólidos suspendidos	mg/l	39	30	121	24	106	61	110	27	46
Sólidos disueltos	mg/l	nd	nd	220	211.3	200	248	250	202	282
Nitrógeno total	mg N/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nitratos	mg NO ₃ /l	<0.1	0.073	0.11	0.22	0.26	0.161	0.302	nd	nd
Amonio	mg NH ₄ /l	nd	nd	nd	1.5	0.89	1.1	1.15	nd	nd
Fósforo total	mg P/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<0.196
Ortofosfatos	mg P/l	0.07	0.15	0.05	nd	nd	0.07	<0.132	nd	nd
Coliformes fecales	NMP/100 ml	1100	800	4600	2419.2	2419.2	1046.2	1684	3558.5	3000
Arsénico total	mg As/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cadmio total	mg Cd/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cromo total	mg Cr/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cobre total	mg Cu/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Plomo total	mg Pb/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mercurio total	mg Hg/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Níquel total	mg Ni/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Figura 46: Calidad del agua (Parte 1). Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Concepto	Unidades	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Estación de medición										
Nombre		El Rosarito, Tabasco	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera	Estuario Cruce Frontera
Distancia a la desembocadura	km	51	10	10	10	10	10	10	10	10
Frecuencia de muestreo anual	Número	5	3	6	6	6	6	6	6	1
Parámetros (mediana anual)										
Temperatura	°C	29	28	29.2	29.95	29.1	30.2	28.95	27.15	27.65
Acidez	pH	7.4	7.25	7.65	7.6	7.8	7.85	7.8	7.45	8.1
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /l	2.87	3.11	4.2	5.2	4.935	5.65	5.845	4.205	4.92
Saturación de oxígeno	%	nd	<10	52.06	64.5	60.665	74.05	80.6	53.35	60.3
DBO (20°C 5d)	mg O ₂ /l	2.68	11.95	4.2	2.25	<2	3.28	5.605	11.28	5.22
DQO (K ₂ Cr ₂ O ₇)	mg O ₂ /l	13.11	42.645	18.05	29.04	26.94	25.275	24.245	39.195	46.73
Sólidos suspendidos	mg/l	38	36	12	21	32	38	38	26	48
Sólidos disueltos	mg/l	287	391.04	456.1024	796.16	3932.8	5651.2	3602.944	1958.944	3168
Nitrógeno total	mg N/l	nd	2.26	0.5058	0.911	0.4928	0.8238	1.2145	1.329	1.1695
Nitratos	mg NO ₃ /l	0.29	0.34	0.3594	0.302	0.2237	0.1809	0.2547	0.5999	0.6538
Amonio	mg NH ₄ /l	nd	0.69	0.0029	0.1647	0.0448	0.1622	0.2406	0.238	0.0183
Fósforo total	mg P/l	<0.196	<0.001	0.0382	0.355	0.0619	0.046	0.1043	0.0802	0.2831
Ortofosfatos	mg P/l	<0.196	<0.001	0.0104	0.018	0.0045	0.0197	0.0137	0.0127	<0.001
Coliformes fecales	NMP/100 ml	4900	93	24000	65	105.75	1.5	355	95	4600
Arsénico total	mg As/l	nd	<0.00139	<0.00139	<0.00139	<0.00139	<0.00139	<0.00139	<0.00139	<0.00139
Cadmio total	mg Cd/l	nd	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.00023
Cromo total	mg Cr/l	nd	<0.00088	<0.00088	<0.00088	<0.00088	<0.00088	<0.00088	<0.00088	<0.00088
Cobre total	mg Cu/l	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Plomo total	mg Pb/l	nd	<0.00154	<0.00154	<0.00154	<0.00154	<0.00154	<0.00154	<0.00154	<0.00154
Mercurio total	mg Hg/l	nd	<0.00009	<0.00009	<0.00009	<0.00009	<0.00009	<0.00009	<0.00009	<0.00009
Níquel total	mg Ni/l	nd	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002

Figura 47: Calidad del agua (Parte 2). Fuente: Comisión Nacional del Agua, Estadísticas del Agua en México Ediciones 2005-2020. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Los resultados de análisis se presentan en las siguientes figuras.

Estación	Fecha		Campo						Demanda de oxígeno		Formas de nitrógeno	
	Toma	Análisis	Temperatura (°C)		pH	Gasto (m3/s)	OD (mg/l)	Color	DBO5	DQO	NH3	NO3
			Ambiente	Agua								
1	2020	2020	19	24	8.9	10.800	-	-	227.90	-	-	-
2	2020	2020	19	24	8.7	0.843	6.5	20	47.03	-	-	-
3	2020	2020	21	24	8.5	12.900	6.9	5	10.30	26.30	0.09	2.324
4	2020	2020	24	25	8.4	24.600	10.6	5	3.00	31.39	0.14	2.086
5	2020	2020	25	25	8.3	16.400	9.9	5	1.40	29.44	0.02	1.226
6	2020	2020	24	25	8.4	5.930	9.4	5	1.71	27.72	0.14	1.306
7	2020	2020	25	26	7.9	24.730	8.2	8	1.57	33.60	0.02	0.452
8	2020	2020	24	26	8.3	71.700	8.4	10	4.00	29.40	-	0.802
9	2020	2020	25	26	8.1	114.100	8.9	5	1.70	44.00	0.21	0.560
10	2020	2020	25	26	8.0	185.800	-	5	0.01	-	-	-

Figura 48: Resultados (parte 1). Fuente: Elaboración propia

Estación	Fecha		Características físico-químicas		Determinaciones especiales	Coliformes	
	Toma	Análisis	Turbiedad	PO4	SAAM	Totales NMP/100ml	Fecales NMP/100ml
1	2020	2020	-	-	-	-	-
2	2020	2020	-	-	-	-	-
3	2020	2020	73.0	0.720	0.23	450	450
4	2020	2020	142.0	1.143	0.35	2400	2400
5	2020	2020	29.0	0.814	0.08	930	930
6	2020	2020	39.4	1.000	0.12	4600	11000
7	2020	2020	38.2	0.520	-	4600	4600
8	2020	2020	90.4	0.619	0.15	4600	4600
9	2020	2020	76.0	0.413	40.00	430	900
10	2020	2020	-	-	-	-	-

Figura 49: Resultados (parte 2). Fuente: Elaboración propia

En la siguiente imagen se observa la carga orgánica aportada por diferentes afluentes, donde OD es el oxígeno disuelto y DBO la Demanda Bioquímica de Oxígeno, considerada como carga orgánica y empleada en el modelo matemático.

Afluente	Kilometraje	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Gasto (m3/s)
Estación 1	48+500	6.5	67.18	0.843
Estación 2	99+500	6.2	14.7	12.86
Estación 3	179+500	9.9	2.06	16.4
Estación 4	210+500	9.4	2.51	5.93
Estación 5	280+500	8.2	2.31	24.73
Estación 6	330+500	8.9	2.5	114.067

Figura 50: Carga orgánica del efluente. Fuente: Elaboración propia

Además, de acuerdo con la clasificación de la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas, se efectuó una clasificación en función de los usos existentes:

- Tramo 0-B, Clase D III.
- Tramo C, Clase D II.

- Tramo D-I, Clase D I.

Tomando en cuenta estas características donde se establecen los parámetros de calidad que deben cumplir las aguas para uso agrícola, industrial, recreativo, conservación de flora y fauna y abastecimiento de agua potable, se realizó una comparación entre los parámetros obtenidos en el laboratorio y los especificados por los reglamentos, observando con respecto a cada parámetro lo siguiente:

1. **Potencial de hidrógeno.** En todos los tramos se encuentra en el margen adecuado para las tres clases de uso establecidas por el reglamento.
2. **Temperatura.** De acuerdo con las temperaturas medias anuales reportadas por diversas estaciones climatológicas, más los 2.4°C del reglamento, se observa que en el tramo 0-B, se encuentra por arriba de la permitida y el resto de la corriente es aceptable.
3. **Oxígeno disuelto.** Se encuentra en todos los tramos en los límites mínimos requeridos por el reglamento.
4. **Bacterias coliformes.** Rebasa los límites permitidos para coliformes fecales a lo largo de toda la corriente. Con respecto a los coliformes totales en el tramo D-I, se excede para la clase de uso a que se destina, el cual es, abastecimiento de agua potable.
5. **Aceites y grasas.** No se analizaron, pero se considera como aceptable la ausencia de película visible en los tramos O-C y no mayor de 1.0 mg/l en el resto de la corriente.
6. **Sólidos disueltos.** No se determinaron, pero el reglamento especifica que no será mayor a 1000 mg/l para la clase D I, 2000 mg/l para la clase D II y para la clase D III la conductividad no será mayor de 2000 $\mu\text{mohs/cm}$.
7. **Turbiedad.** El reglamento acepta condiciones naturales para las tres clases; los resultados de laboratorio marcan bastante turbiedad, pero de acuerdo a los usos a que se destina el agua, es aceptable y con el tratamiento que se le da para abastecimiento de agua potable no hay rechazo del usuario.
8. **Color.** Es aceptable en toda la corriente.
9. **Nitrógeno orgánico.** Es aceptable en toda la corriente pues no rebasa el límite permisible de 1.0 mg/l.
10. **Fosfato total.** Igualmente se acepta en todos los tramos ya que está por abajo de los 5.0 mg/l.
11. **Materia flotante.** No se determinó, pero el reglamento especifica ausencia.
12. **Sustancias tóxicas.** Los valores máximos permisibles de sustancias tóxicas en los cuerpos receptores no fueron analizados en el laboratorio; pero se considera aceptable y adecuada el agua de la corriente con respecto a éste parámetro.

En general la calidad del agua del Río Grijalva en los primeros tres tramos, está degradada por la alta contaminación de carga orgánica que viene arrastrándose desde los inicios y por las aportaciones de áreas metropolitanas, pero en la medida que avanza la corriente, su capacidad de autopurificación natural al igual que las aportaciones de sus afluentes que recibe, la hacen de mejor calidad y apta para los usos que se destina.

6.2. Aplicación del modelo matemático

Un modelo matemático es, hasta cierta forma, una representación de hechos de la naturaleza. En el presente trabajo, se trata del desarrollo de técnicas y herramientas para expresar en términos matemáticos los diversos aspectos físicos, químicos y biológicos de los cambios experimentados por sustancias agregadas al recurso hídrico. El control de la calidad del agua en cuerpos receptores que realizan las instituciones encargadas, aplica y desarrolla modelos matemáticos que simulen el comportamiento de una corriente que recibe carga contaminante. El modelo de calidad de agua cubre un amplio ámbito de análisis con variaciones en la calidad de ella, condiciones de la corriente y variaciones en el tiempo.

Uno de los modelos más ampliamente usados, el cual se aplicará en este trabajo es el de Streeter-Phelps, con algunas modificaciones que complementan el comportamiento real del desecho en el cuerpo receptor. Las fórmulas generales del modelo son

$$L = L_0(1 - e^{-K_D t}) \quad (100)$$

$$D = D_0 e^{-K_2 t} + \frac{K_D L_0}{K_2 - K_R} [e^{-K_R t} - e^{-K_2 t}], \quad (101)$$

en donde

- L = Demanda bioquímica de oxígeno en el tiempo t (mg/l).
- D = Déficit de oxígeno disuelto en el tiempo t (mg/l).
- L_0 = Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) última al inicio (mg/l).
- D_0 = Déficit de oxígeno disuelto inicial (mg/l).
- K_2 = Tasa de reoxigenación (día^{-1}).
- K_2 = Tasa de desoxigenación (día^{-1}).
- K_2 = Tasa de remoción de DBO (día^{-1}).
- t = Tiempo (días).

6.2.1. Cálculo de constantes y coeficientes

En la siguiente sección, se exponen los diversos métodos que se pueden emplear para el cálculo de las constantes y coeficientes que intervienen en el modelo matemático planteado. Como se verá, la evolución de las técnicas abarca desde los enfoques del control, hasta la medición de las transformaciones que sufre un contaminante al incorporarse a un cuerpo de agua. Las constantes de deoxigenación (K_D), remoción de DBO (K_R) y reaeración (K_2) que componen el modelo matemático se obtienen de la siguiente manera.

Constante de desoxigenación (K_D). Esta constante se refiere a la tasa de degradación combinada de materia orgánica carbonosa y nitrogenada. La utilización de oxígeno disuelto en el río sigue una reacción de primer orden como es el caso de la utilización de oxígeno disuelto (OD) en el frasco de DBO o en un garrafón. Por consiguiente la remoción de DBO por bio-oxidación exclusivamente, en un tramo determinado de río con características químicas y biológicas semejantes, se puede determinar en el laboratorio haciendo las suposiciones siguientes:

- La desoxigenación es constante a lo largo del tramo de la corriente.
- La reacción en la corriente y en los frascos es de primer orden.
- La DBO última es la medición de la materia orgánica total presente en el tramo de la corriente.
- Se conservan condiciones fijas a lo largo del tramo considerado.

En base a lo anterior se pueden emplear alguno de los métodos disponibles que el analista considere más accesibles. Todos los métodos en general, se basan en la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a intervalos de tiempos iguales que permita conocer los incrementos y manejarlos mediante procedimientos matemáticos adecuados.

Método de los Momentos de Moore, Thomas y Snow. Este método ajusta los valores medidos con una curva de primer orden que tiene sus primeros dos momentos $\sum y$ y $\sum t$, iguales a los de los puntos experimentales. Las ecuaciones que expresan esta condición para una serie de valores n de y (DBO) son:

$$\sum_{i=0}^n y_i = \sum_{i=0}^n L [1 - e^{-K_D t_i}] = (n+1)L - L \sum_{i=0}^n e^{-K_D t_i}, \quad (102)$$

$$\sum_{i=0}^n (t_i y_i) = \sum_{i=0}^n L t_i [1 - e^{-K_D t_i}] = L \sum_{i=0}^n t_i - L \sum_{i=0}^n [t_i e^{-K_D t_i}]. \quad (103)$$

Dividiendo los momentos, se eliminan las L y se tiene

$$\frac{\sum_{i=0}^n y_i}{\sum_{i=0}^n (t_i y_i)} = \frac{n - \sum_{i=0}^n e^{-K_D t_i}}{\sum_{i=0}^n t_i - \sum_{i=0}^n [t_i e^{-K_D t_i}]}. \quad (104)$$

Sustituyendo en la ecuación anterior para la serie de tiempo de 1, 2, 3, 4 y 5 días y para diferentes valores de K_D se obtienen valores diferentes para el miembro del lado derecho, es decir, se obtienen valores de

$$\frac{\sum y_i}{\sum (t_i y_i)}. \quad (105)$$

De la ecuación inicial, si se elimina el término $t = 0, y = 0$ y se expresa $\sum_{i=0}^n y_i$ en términos de L se obtiene

$$\sum_{i=1}^n \frac{y_i}{L} = n - \sum_{i=1}^n e^{-K_D t_i}. \quad (106)$$

Se observa que se puede calcular el término del lado derecho para una serie de tiempo de 1, 2, 3, 4 y 5 días y para diferentes valores de K_D . Realizando lo anterior se pueden encontrar dos curvas para esta secuencia de 5 días que permite posteriormente conocer los valores de K_D y L .

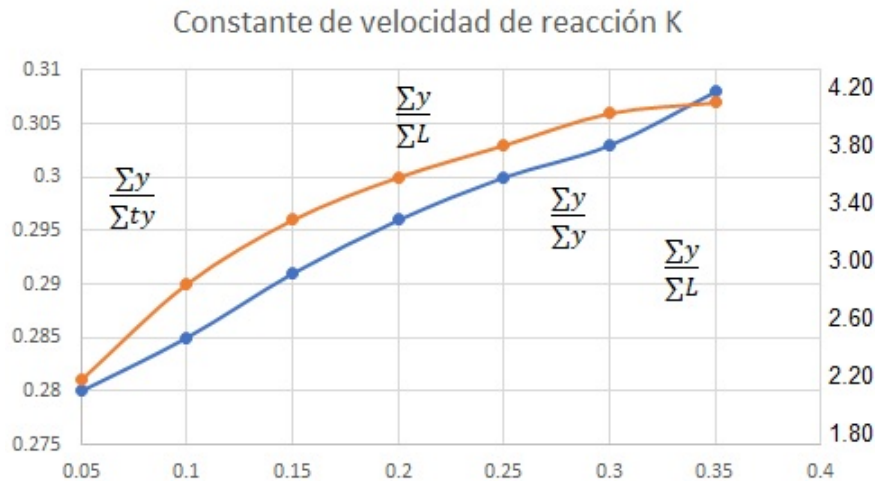


Figura 51: Valores de K y de la DBO última para series de pruebas de la DBO por 1, 2, 3, 4 y 5 días. Fuente: Elaboración propia

Método simplificado de Thomas Jr. Cuando no se disponga de las gráficas se puede emplear el siguiente método, basado en la similitud de las funciones

$$1 - e^{-K_D t} = K_D t \left[1 - \frac{K_D t}{2} + K_D t \frac{2}{6} - K_D t \frac{3}{24} + \dots \right] \quad (107)$$

$$K_D t \left(1 + \frac{K_D t}{6} \right)^{-3} = K_D t \left[1 - \frac{K_D t}{2} + K_D t \frac{2}{6} - K_D t \frac{3}{24} + \dots \right] \quad (108)$$

Por consiguiente, la ecuación de la DBO puede aproximarse a la relación

$$y = L K_D t \left(1 + \frac{K_D t}{6} \right)^{-3} \quad (109)$$

que toma la forma de la recta

$$\left(\frac{t}{y}\right)^{-3} = (K_D L)^{-1/3} + \left[\frac{K_D^{2/3}}{6L^{1/3}}\right] t \quad (110)$$

Si se traza $(t/y)^{1/3}$ como ordenada contra t como abscisa, el valor de la intersección sobre la ordenada será

$$a = (K_D L)^{1/3} \quad (111)$$

y el valor de la pendiente de la línea recta construida será

$$b = \frac{K_D^{2/3}}{6L^{1/3}} \quad (112)$$

se concluye por tanto que

$$K_D = 6\frac{b}{a} \quad (113)$$

y

$$L = \frac{1}{K_D a^3}. \quad (114)$$

Con este método se debe tener cuidado de no usar valores de y mayores de $0.9L$, porque la desviación se hace significativa cuando se ha ejercido el 90 % de la DBO.

Método gráfico basado en la remoción de DBO. Para la aplicación de este método es necesario medir la concentración de la DBO5 en por lo menos 3 puntos de cada segmento, así como la velocidad y el kilometraje entre cada uno de ellos. Estos datos se grafican en un papel semilogarítmico, teniendo como ordenadas la DBO5 y como abscisas los kilometrajes o tiempos de paso. Se ajusta la recta visualmente y se produce el cálculo de K_D .

Método empírico. De acuerdo con la práctica y experiencia que se ha desarrollado en diferentes dependencias y en base a múltiples pruebas con el modelo matemático, se ha llegado a la realización de una fórmula más sencilla para efectuar el cálculo de la constante de desoxigenación K_D . Esto, en función de la carga orgánica presente al inicio y al final de cada tramo, la expresión es la siguiente:

$$K_D = \frac{1}{t_r} \ln \frac{L_1}{L_2}, \quad (115)$$

donde

- K_D = Constante o tasa de desoxigenación ($dias^{-1}$).
- t_r = Tiempo de paso o recorrido ($dias$).
- L_1 = Carga orgánica al inicio del tramo, expresada como DBO última (mg/l).
- L_2 = Carga orgánica al final del tramo, expresada como DBO última (mg/l).

Constante de remoción de DBO (K_R). Cuando la remoción de DBO es producida por otros mecanismos a parte del de bio-oxidación como son: sedimentación y adsorción, se debe incluir en el modelo la constante K_R . En general

$$K_R = K_D + K_3, \quad (116)$$

en donde K_3 es la tasa de remoción debida a sedimentación y/o adsorción. Cuando los fenómenos mencionados no existen, se cumple que

$$K_R = K_D. \quad (117)$$

El cálculo de la K_R se realiza graficando por lo menos tres valores de DBO5 por segmento contra el kilometraje o tiempo de paso.

Constante de reaereación (K_2). La reaereación del agua de un río es un proceso natural de transferencia de masa. La tasa de transferencia de masa de oxígeno en un río depende de las características del agua, temperatura, del gradiente de oxígeno, de presiones parciales, así como del aire del segmento donde la transferencia ocurrió, esta transferencia es del tipo de difusión molecular. Para este fin, se empleó la ecuación de O'Connor, verificando que los valores fuesen congruentes o cercanos con los valores recomendados para las diferentes características geométricas del río.

La fórmula de O'Connor dice

$$K_2 = 4 \frac{U^{1/2}}{H^{3/2}} \quad (118)$$

donde

- U = Velocidad media, (m/s).
- H = Profundidad media, (m).

Se debe tener especial cuidado en que las constantes sean siempre valores de base e , puesto que los cálculos de las constantes del modelo son tal que el comportamiento de la oxidación de la materia orgánica (DBO) con respecto al tiempo es en forma exponencial. Además, se debe cumplir que $H < 1$, para poder utilizar el mismo modelo.

Corrección por temperatura. La temperatura es uno de los más importantes factores en cualquier sistema biológico. Los cambios de temperatura producen aumento o reducción en la velocidad de reacción, así como en la transferencia de oxígeno. Tanto la prueba estándar de la DBO como el cálculo de la tasa de reoxigenación se realizan a temperaturas estándar de 20°C. Por consiguiente cuando se requiere conocer las tasas de reaereación y reoxigenación a diferentes temperaturas se emplea la expresión propuesta por Van't Hoff-Arrhenius:

$$K_t = K_{20}(\theta)^{T-20}. \quad (119)$$

Los valores típicos para θ son

- K_D = tasa de desoxigenación: $\theta = 1.047$.

- K_2 = tasa de reoxigenación: $\theta = 1.024$.
- K_R = tasa de remoción de DBO: $\theta = 1.047$.

Valores recomendados para las constantes. En base a múltiples trabajos realizados en el laboratorio, se han obtenido los valores siguientes:

- Para las constantes de desoxigenación se recomiendan valores de 0.8 a 0.2 dia^{-1} en base e .
- Para la tasa de remoción de DBO por sedimentación y otros valores promedio encontrados son: 3.0 a 1.0 dia^{-1} en base e .
- Para la tasa de reoxigenación se tienen valores promedio de 0.5 a 12.2 dia^{-1} y nunca se toma un valor mayor de 15.

Cálculo de la constante de oxigenación. Para este constante se empleará la expresión siguiente

$$K_D = 0.38(1.047)^{T-20} \quad (120)$$

donde

- K_D = Constante de desoxigenación, dia^{-1} .
- T = Temperatura del agua del río, $^{\circ}C$.
- 0.38 = Valor calculado en el laboratorio (K_{20}).
- 1.047 = Valor asignado para la tasa de desoxigenación (θ).

Se toma la temperatura reportada en los datos de campo de campo y laboratorio, en virtud de presentar una situación más crítica y desfavorable, además de dar mayor precisión y veracidad al modelo matemático, obteniendo los siguientes resultados:

Tramo	Temperatura ($^{\circ}C$)	K_D (días) $^{-1}$
A	24	0.457
B	24	0.457
C	24	0.457
D	25	0.478
E	25	0.478
F	26	0.501
G	26	0.501
H	26	0.501
I	26	0.501

Figura 52: Temperatura y K_D .

Cálculo de distancias y tiempo de recorrido. Para obtener las distancias de cada tramo simplemente se realizan restas en el kilometraje. En la obtención del tiempo que tarda un contaminante en recorrer cada tramo se emplea la ecuación siguiente

$$T = \frac{d}{V}, \quad (121)$$

donde

- T = tiempo de recorrido, (*días*).
- d = Distancia del tramo, (*m*).
- V = Velocidad de la corriente, (*m/s*).

La velocidad se determinó en campo con molinete.

Tramo	Kilometraje	Distancia (m)	Velocidad (m/s)	Tiempo (días)
0	0+000	0.0	-	-
A	13+000	13000	0.65	0.231
B	48+500	35500	0.65	0.632
C	99+500	51000	0.80	0.738
D	179+500	80000	0.80	1.157
E	210+5000	31000	0.68	0.528
F	238+500	28000	0.55	0.589
G	280+500	42000	0.55	0.884
H	330+500	50000	0.63	0.919
I	331+000	500	0.51	0.911

Figura 53: Distancia y tiempo de recorrido

En la siguiente sección se muestran los resultados del modelo matemático.

7. Resultados

7.1. Carga remanente

La carga contaminante que no alcanza a ser asimilada y removida por la corriente de agua en forma natural, por no ser degradable o por razones de distancia, velocidad y tiempo recorrido de cada tramo en que se dividió la corriente, es decir, hasta donde se encuentra una descarga o aportación, se considera carga remanente. Para conocer la cantidad de carga remanente que lleva el río al principio y final de cada tramo, se aplica la primera ecuación del modelo matemático planteado por Streeter y Phelps mediante un balance de carga orgánica contaminante

$$L = L_0 (1 - e^{-K_D t}) \quad (122)$$

donde

- K_D = Constante de deoxigenación ($dias^{-1}$).
- L = Carga orgánica al final del tramo (mg/l).
- L_0 = Carga orgánica al inicio del tramo (mg/l).
- t = Tiempo de recorrido en el tramo ($dias$).

Con el objeto de conocer la cantidad de carga que se tiene al inicio del nuevo tramo, se realiza un balance de carga orgánica contaminante al inicio de cada tramo donde se presente alguna aportación y se determina la que es transportada por la corriente antes de una descarga de cargas residuales. El balance se efectuó con la siguiente ecuación

$$L_0 = \frac{L_1 Q_1 + L_2 Q_2}{Q_1 + Q_2}, \quad (123)$$

donde

- L_0 = Carga orgánica al inicio del nuevo tramo expresada como DBO (mg/l).
- L_1 = Carga orgánica de la aportación a la corriente (mg/l).
- Q_1 = Gasto de aportación a la corriente (mg/l).
- Q_2 = Carga orgánica en la corriente antes de la aportación.
- Q_2 = Gasto en la corriente antes de la aportación (l/s), también llamado gasto de diseño.

7.1.1. Cálculo de la carga remanente.

Tramo A. Se inicia el cálculo de la carga remanente con las características del agua de la corriente de la estación hidrométrica, hasta antes de la descarga en el poblado.

Datos:

- $Q = 10,800 \text{ l/s}$.
- $L_0 = DBO_u^* = 325.7 \text{ mg/l}^{**}$.
- $K_D = 0.457 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.231 \text{ dias}$.

Fórmula:

$$L = 325.7 - 325.7e^{-(0.457)(0.231)} = 32.63 \text{ mg/l.} \quad (124)$$

- * Todos los datos de DBO_u de los afluentes se obtuvieron de las bases de datos de los laboratorios con las muestras obtenidas en el campo.
- ** Los datos de DBO_u de las descargas de las poblaciones, son los considerados en los estudios efectuados por las dependencias para las diferentes poblaciones de México, dependiendo de la zona donde se encuentren localizados.

Datos:

- $Q_1 = 77 \text{ l/s}$.
- $L_1 = 325.7 \text{ mg/l}$.
- $Q_2 = 10,800 \text{ l/s}$.
- $L_2 = 32.63 \text{ mg/l}$.

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(325.7)(77) + (32.63)(10,800)}{77 + 10,800} = 34.7 \text{ mg/l.} \quad (125)$$

Tramo B.

Datos:

- $Q = 10,877 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 34.7 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.457 \text{ dia}^{-1}$.

- $t = 0.632$ dias.

Fórmula:

$$L = 34.7 - 34.7e^{-(0.457)(0.632)} = 8.7 \text{ mg/l.} \quad (126)$$

Datos:

- $Q_1 = 843$ l/s.
- $L_1 = 67.18$ mg/l.
- $Q_2 = 10,877$ l/s.
- $L_2 = 8.7$ mg/l.

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(843)(67.18) + (8.7)(10,877)}{843 + 10,877} = 12.91 \text{ mg/l.} \quad (127)$$

Tramo C.

Datos:

- $Q = 11,720$ l/s.
- $L_0 = 12.91$ mg/l.
- $K_D = 0.457$ dia⁻¹.
- $t = 0.738$ dias.

Fórmula:

$$L = 12.91 - 12.91e^{-(0.457)(0.738)} = 3.7 \text{ mg/l.} \quad (128)$$

Datos:

- $Q_1 = 12,860$ l/s.
- $L_1 = 14.7$ mg/l.
- $Q_2 = 11,720$ l/s.
- $L_2 = 3.7$ mg/l.

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(14.7)(12,860) + (3.7)(11,720)}{12,860 + 11,720} = 9.46 \text{ mg/l.} \quad (129)$$

Tramo D.

Datos:

- $Q = 24,580 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 9.46 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.478 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.955 \text{ dias}$.

Fórmula:

$$L = 9.46 - 9.46e^{-(0.478)(0.955)} = 3.47 \text{ mg/l.} \quad (130)$$

Datos:

- $Q = 10,877 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 3.47 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.478 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.202 \text{ dias}$.

Fórmula:

$$L = 3.47 - 3.47e^{-(0.478)(0.202)} = 0.32 \text{ mg/l.} \quad (131)$$

Datos:

- $Q_1 = 16,400 \text{ l/s}$.
- $L_1 = 2.06 \text{ mg/l}$.
- $Q_2 = 24,580 \text{ l/s}$.
- $L_2 = 0.32 \text{ mg/l}$.

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(2.06)(16,400) + (0.32)(24,580)}{16,400 + 24,580} = 1.02 \text{ mg/l.} \quad (132)$$

Tramo E.

Datos:

- $Q = 40,980 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 1.02 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.478 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.528 \text{ dias}$.

Fórmula:

$$L = 1.02 - 1.02e^{-(0.478)(0.528)} = 0.23 \text{ mg/l.} \quad (133)$$

Datos:

- $Q_1 = 5,930 \text{ l/s.}$
- $L_1 = 2.51 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 40,980 \text{ l/s.}$
- $L_2 = 0.23 \text{ mg/l.}$

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(2.51)(5,930) + (0.23)(40,980)}{5,930 + 40,980} = 0.52 \text{ mg/l.} \quad (134)$$

Tramo F.

Datos:

- $Q = 46,910 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 0.52 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.589 \text{ dias.}$

Fórmula:

$$L = 0.52 - 0.52e^{-(0.501)(0.589)} = 0.13 \text{ mg/l.} \quad (135)$$

Datos:

- $Q_1 = 60 \text{ l/s.}$
- $L_1 = 325.7 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 46,910 \text{ l/s.}$
- $L_2 = 0.13 \text{ mg/l.}$

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(325.7)(60) + (0.13)(46,910)}{60 + 46,910} = 0.55 \text{ mg/l.} \quad (136)$$

Tramo G.

Datos:

- $Q = 46,970 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 0.55 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.884 \text{ dias.}$

Fórmula:

$$L = 0.55 - 0.55e^{-(0.501)(0.884)} = 0.20 \text{ mg/l.} \quad (137)$$

Datos:

- $Q_1 = 24,730 \text{ l/s.}$
- $L_1 = 2.31 \text{ mg/l.}$

- $Q_2 = 46,970 \text{ l/s}$.
- $L_2 = 0.20 \text{ mg/l}$.

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(2.31)(24,730) + (0.20)(46,970)}{24,730 + 46,970} = 0.93 \text{ mg/l.} \quad (138)$$

Tramo H.

Datos:

- $Q = 71,700 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 0.93 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.919 \text{ dias}$.

Fórmula:

$$L = 0.93 - 0.93e^{-(0.501)(0.919)} = 0.34 \text{ mg/l.} \quad (139)$$

Datos:

- $Q_1 = 114,067 \text{ l/s}$.
- $L_1 = 2.5 \text{ mg/l}$.
- $Q_2 = 71,700 \text{ l/s}$.
- $L_2 = 0.34 \text{ mg/l}$.

Fórmula:

$$L_0 = \frac{(2.5)(114,067) + (0.34)(71,700)}{114,067 + 71,700} = 1.67 \text{ mg/l.} \quad (140)$$

Tramo I.

Datos:

- $Q = 185,767 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 1.67 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.011 \text{ dias}$.

Fórmula:

$$L = 1.67e^{-(0.501)(0.011)} = 1.66 \text{ mg/l.} \quad (141)$$

En la siguiente tabla y figura se resume la carga remanente.

Tramo	L_0 (mg/l)	K_D (día ⁻¹)	t (días)	L (mg/l)
A	325.7	0.457	0.231	32.63
B	34.7	0.457	0.632	8.7
C	12.91	0.457	0.278	3.7
D	9.46	0.478	1.157	0.32
E	1.02	0.478	0.528	0.23
F	0.52	0.501	0.589	0.13
G	0.55	0.501	0.884	0.20
H	0.93	0.501	0.919	0.34
I	1.67	0.501	0.011	1.66

Figura 54: Cuadro resumen de carga remanente

7.2. Capacidad de asimilación y dilución

En este apartado se aplicó la segunda ecuación del modelo matemático para determinar el déficit de oxígeno disuelto en un tiempo t en los diversos tramos de la corriente y verificar si el déficit de oxígeno que se presenta junto con la carga orgánica contaminante, permite el uso que se le está dando al agua en el tramo considerado; de no ser así, se procede a obtener el déficit crítico de oxígeno que puede permitirse en la corriente, restringiendo la carga orgánica contaminante de las descargas de aguas residuales actuales y futuras, y de esta forma asegurarse el uso que se hace de las aguas del río. Para el caso actual, se aplicó la fórmula en forma parcial y modificada de acuerdo a las características que se presentan en el cuerpo receptor. La fórmula requirió del cálculo de la constante de reaireación K_2 . Dicha constante funciona para corrientes de baja profundidad en donde se pueda desarrollar una actividad fotosintética y, en el presente trabajo, se trató de aguas negras y con una corriente de profundidades considerables, por lo que no fue posible calcular la constante mencionada, ya que ésta, no representa las condiciones y características del río.

Para determinar la capacidad de asimilación y dilución del río, se emplearon las fórmulas siguientes:

$$t_c = \frac{1}{K_D(f-1)} \ln \left\{ f \left[1 - (f-1) \frac{D_0}{L_0} \right] \right\}, \quad (142)$$

$$D_c = \frac{L_0 e^{-K_D t_c}}{f}, \quad (143)$$

$$D_0 = C_S - OD_L, \quad (144)$$

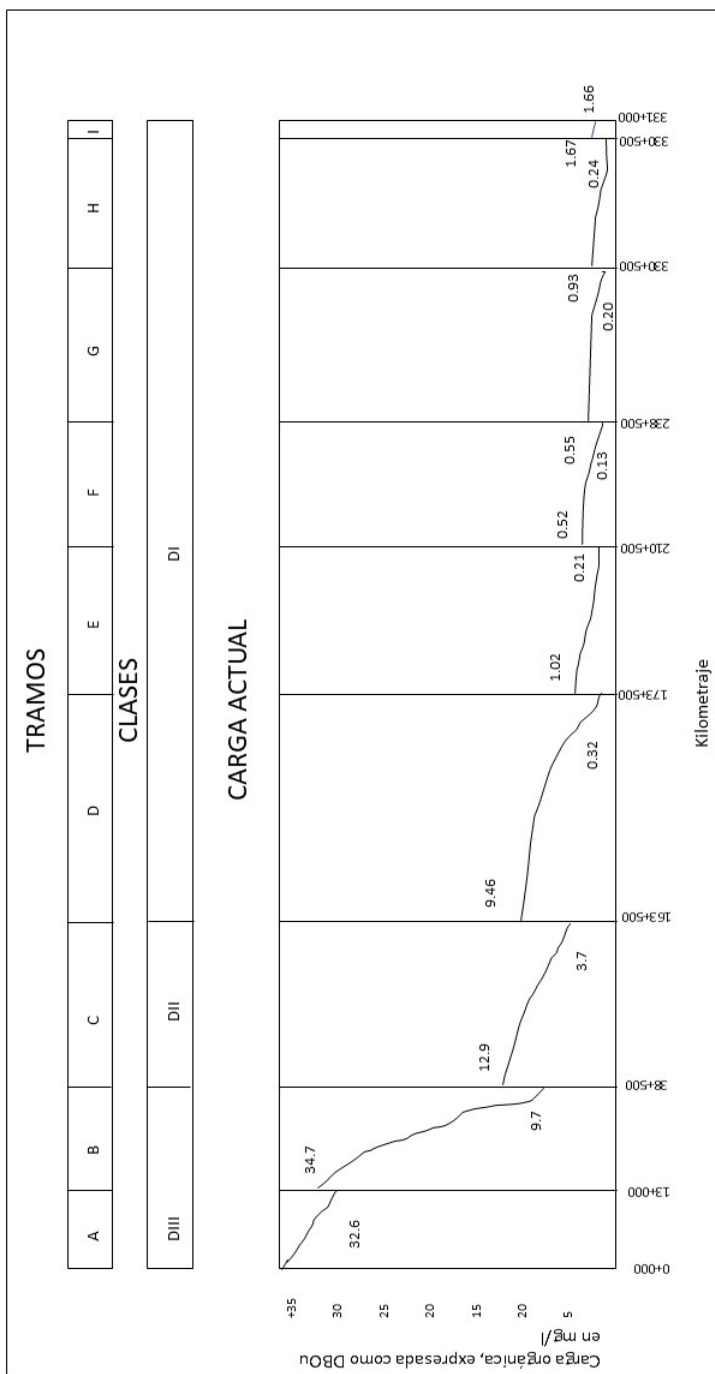


Figura 55: Carga total

$$D_C = C_S - OD_R \quad (145)$$

$$C_S = (14.652 - 0.3943T + 0.007714T^2 - 0.0000646T^3) \frac{PB}{760}, \quad (146)$$

$$f = \frac{K_2}{K_D}. \quad (147)$$

Nota: Como no es posible calcular K_2 , se empleará la tabla de valores de autopurificación para aguas a 20°C, donde

- t_c = Tiempo crítico para asimilar el oxígeno de la corriente, en días.
- D_c = Déficit crítico de oxígeno que se desea mantener en la corriente, en mg/l.
- D_0 = Déficit inicial de oxígeno con respecto a la saturación, en mg/l.
- L_0 = Carga orgánica al inicio del tramo, en mg/l.
- K_D = Constante de desoxigenación, en dia^{-1} .
- C_s = Coeficiente de saturación de oxígeno, en mg/l.
- OD_L = Oxígeno disuelto en el tramo (valor obtenido en el laboratorio), en mg/l.
- OD_R = Oxígeno disuelto establecido de acuerdo al uso, en mg/l.
- f = Factor de autopurificación del agua (se tomó de la tabla de valores), está en función de la velocidad de la corriente y la temperatura existente en el tramo considerado.
- T = Temperatura en el tramo considerado.
- PB = Presión barométrica en el tramo considerado, en mm Hg.

Los valores de f se observan en la siguiente tabla.

Naturaleza del agua receptora	f a 20°C
Estanques pequeños y remansos	0.5 – 1.0
Corrientes lentas y lagos o represas grandes	1.0 – 1.5
Corrientes grandes de baja velocidad	1.5 – 2.0
Corrientes grandes de velocidad moderada	2.0 – 3.0
Corrientes rápidas	3.0 – 5.0
Rápidos y cascadas	5.0

Figura 56: Tabla de valores para el factor de autopurificación

7.2.1. Cálculo del déficit de oxígeno

Con la finalidad de obtener el Déficit de Oxígeno de la corriente de agua, es necesario calcular el coeficiente de saturación de oxígeno de la misma; para esto se aplicó la fórmula siguiente:

$$C_S = [14.652 - 0.3943T + 0.007714T^2 - 0.0000646T^3] \frac{PB}{760}, \quad (148)$$

donde

- C_S = Coeficiente de saturación de oxígeno.
- PB = Presión barométrica.
- T = Temperatura.

Los resultados fueron los siguientes

Tramo	PB (mm Hg)	T (°C)	C_S (mg/l)
A	624	24	7.175
B	625	24	7.187
C	683	24	7.854
D	747	25	8.459
E	753	25	8.527
F	755	26	8.424
G	757	26	8.446
H	755.5	26	8.429
I	759	26	8.468

Figura 57: Resultados del déficit de oxígeno

Realizando lo anterior, se procede a obtener el déficit crítico e inicial de oxígeno de la corriente, tomando como los resultados de oxígeno disuelto OD del laboratorio y los valores de OD de los reglamentos, para las distintas clases de usos del agua.

Los valores se observan en la siguiente tabla.

Tramo	Clase	C_s (mg/l)	OD_L (mg/l)	OD_R (mg/l)	D_0 (mg/l)	D_c (mg/l)
A	D III	7.175	6.5	3.2	0.675	3.975
B	D III	7.187	6.2	3.2	0.987	3.987
C	D II	7.854	6.9	4	0.954	3.854
D	D I	8.459	9.9	4	0	4.459
E	D I	8.527	9.4	4	0	4.527
F	D I	8.424	9.1	4	0	4.424
G	D I	8.446	8.2	4	0.246	4.446
H	D I	8.429	8.9	4	0	4.429
I	D I	0.468	8.4	4	0.068	4.468

Figura 58: Resultados de déficit crítico

donde

- OD_L = Oxígeno disuelto en laboratorio.
- OD_R = Oxígeno disuelto por reglamento.
- D_0 = Déficit inicial de oxígeno.
- D_c = Déficit crítico de oxígeno.

7.2.2. Cálculo del tiempo crítico

Para determinar el tiempo crítico en que la carga orgánica absorbió el oxígeno existente en la corriente de agua, fue necesario conocer el factor de autopurificación que se empleó en la fórmula. Como se mencionó anteriormente, dicho factor está en función de la velocidad de la corriente y temperatura existente en el tramo considerado. De acuerdo a la tabla de valores establecidos para el factor de autopurificación, se obtuvieron valores que corresponden a corrientes grandes de velocidad moderada. La fórmula que se aplicó es la siguiente:

$$t_c = \frac{1}{k_D(f-1)} \ln \left\{ f \left[1 - (f-1) \frac{D_0}{L_0} \right] \right\}, \quad (149)$$

donde

- t_c = Tiempo crítico de recorrido, en días.
- K_D = Constante de desoxigenación, en $dias^{-1}$.
- D_0 = Déficit inicial de oxígeno, en mg/l.
- L_0 = Carga orgánica inicial en el tramo, en mg/l.

Aplicando la fórmula se obtuvieron los siguientes resultados

Tramo	K_0 (día ⁻¹)	f	D_0 (mg/l)	L_0 (mg/l)	t_c (días)
A	0.457	2.1	0.675	325.7	1.471
B	0.457	2.1	0.987	34.7	1.413
C	0.457	2.2	0.954	12.91	1.268
D	0.478	2.2	0	9.46	1.375
E	0.478	2.1	0	1.02	1.411
F	0.501	2.05	0	0.52	1.365
G	0.501	2.05	0.246	0.55	0.159
H	0.501	2.1	0	0.93	1.346
I	0.501	2.03	0.068	1.67	1.289

Figura 59: Resultados del tiempo crítico

Se observa que estos tiempo resultaron mayores a los que se calcularon anteriormente, puesto que sólo estaban en función de la distancia y la velocidad.

7.2.3. Cálculo de la carga orgánica crítica

Este cálculo se realizó para obtener la carga orgánica que en condiciones críticas de la corriente, puede ser descargada en la misma y de esta manera, no afecte el uso que se haga de ellas aguas abajo. Para determinar dicha carga, se emplearon los valores obtenidos del déficit crítico de oxígeno y el tiempo de recorrido que resultó menor en cada tramo. Esto último se realizó comparando el tiempo que se obtuvo para cada tramo en los cálculos anteriores. El que resultó menor de cada tramo, fue el valor que se empleó, ya que esto produjo que la carga orgánica crítica fuese de menor magnitud. Para ello se utilizó la expresión

$$D_C = \frac{L_c e^{-K_D t}}{f}, \quad (150)$$

de donde

$$L_c = \frac{D_C f}{e^{-K_D t}}, \quad (151)$$

donde

- L_c = Carga orgánica crítica, en mg/l.
- D_c = Déficit crítico de oxígeno, en mg/l.
- f = Factor de autopurificación.
- K_D = Constante de desoxigenación, en dia^{-1} .
- t = Tiempo de recorrido, en días.

Los resultados quedaron de la siguiente manera

Tramo	D_c (mg/l)	f	K_D (día ⁻¹)	t (días)	L_c (mg/l)
A	3.975	2.1	0.457	0.231	9.28
B	3.987	2.1	0.457	0.632	11.18
C	3.854	2.2	0.457	0.738	11.88
D	4.459	2.2	0.478	1.157	17.05
E	4.527	2.1	0.478	0.528	12.24
F	4.424	2.05	0.501	0.589	12.18
G	4.446	2.05	0.501	0.159	9.87
H	4.429	2.1	0.501	0.919	14.74
I	4.468	2.03	0.501	0.011	9.12

Figura 60: Resultados del tiempo de recorrido

En la siguiente tabla se observa un resumen de la carga orgánica expresada como DBO_5 en ton/día.

Tramo	L_0 Carga real existente		L_c Carga asimilable	
	A	325.7×0.7	212.74	9.28×0.7
B	34.7×0.7	22.83	11.18×0.7	7.35
C	12.91×0.7	9.15	11.88×0.7	8.42
D	9.46×0.7	14.06	17.05×0.7	25.35
E	1.02×0.7	2.53	12.24×0.7	30.34
F	0.52×0.7	1.48	12.18×0.7	34.56
G	0.55×0.7	1.56	9.87×0.7	28.04
H	0.93×0.7	4.03	14.74×0.7	63.92
I	1.67×0.7	18.76	9.12×0.7	102.46

Figura 61: Resumen de carga orgánica

Para el cálculo anterior se considera que la DBO_5 es aproximadamente un 70 % de la DBO_u , y de igual manera, la DBO_u es 43 % mayor que la DBO_5 .

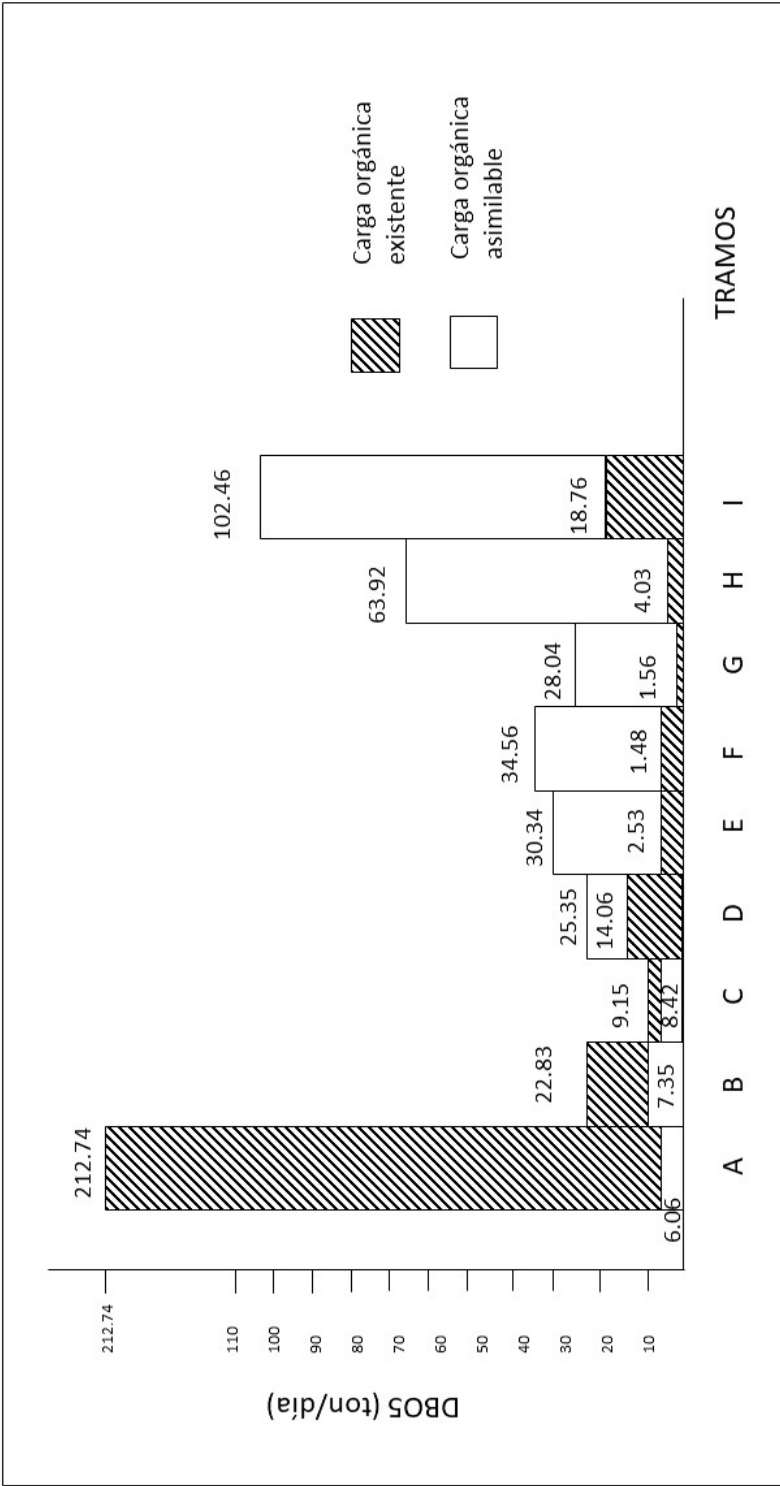


Figura 62: Carga orgánica en el efluente

7.2.4. Cálculo de la carga orgánica futura

Como se observa en la gráfica anterior, en los tres primeros tramos de la corriente, la carga asimilable está por debajo de la real, sobre todo en el primer tramo donde la carga asimilable representa el 2.5 % de la carga real existente; de esto se concluye que se debe remover un 97.5 % de la carga que lleva el río, pero ésto no es posible, debido a que no existen tratamientos para realizarlo, o bien, se deben realizar un análisis de costo beneficio. Por ello, es pertinente establecer condiciones estrictas de descarga de aguas residuales, sobre todo antes del primer tramo, de tal manera que se remueva en un 60 % cuando menos la carga orgánica de la corriente. Si se aplica lo anterior, la corriente llegaría a la estación hidrométrica de 130.3 mg/l. Y esto, generaría que la corriente tuviese mayor capacidad de asimilación y dilución en los siguientes tramos, derivándose con ello un saneamiento en la calidad del agua del efluente.

Con la primer fórmula del modelo matemático, y la fórmula del balance de carga se obtiene para cada tramo lo siguiente.

Tramo A. Considerando que la corriente llega a la estación hidrométrica con una carga orgánica de 130.3 mg/l, se efectuó el cálculo de la carga remanente hasta antes de la descarga de la población.

Datos:

- $Q = 10,800 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 130.3 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.457 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.231 \text{ dias}$.

$$L = 130.3 - 130.3e^{-(0.457)(0.231)} = 13.05 \text{ mg/l.} \quad (152)$$

Aplicando cuando menos un porcentaje de remoción del 80 % en la DBO_u de esta descarga se tendrá en la zona de confluencia lo siguiente:

Datos.

- $Q_1 = 77 \text{ l/s}$.
- $L_1 = DBO_u = 65.14 \text{ mg/l}$.
- $Q_2 = 10,800 \text{ l/s}$.
- $L_2 = L = 13.05 \text{ mg/l}$.

$$L_0 = \frac{(65.14)(77) + (13.05)(10800)}{77 + 10800} = 13.42 \text{ mg/l.} \quad (153)$$

Tramo B.

Datos:

- $Q = 10,877 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 13.42 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.457 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.632 \text{ dias.}$

$$L = 13.42 - 13 - 42e^{-(0.457)(0.632)} = 3.37 \text{ mg/l.} \quad (154)$$

Datos.

- $Q_1 = 843 \text{ l/s.}$
- $L_1 = DBO_u = 67.18 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 10,877 \text{ l/s.}$
- $L_2 = L = 3.37 \text{ mg/l.}$

$$L_0 = \frac{(67.18)(843) + (3.37)(10877)}{843 + 10877} = 7.96 \text{ mg/l.} \quad (155)$$

Tramo C.

Datos:

- $Q = 11,720 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 7.96 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.457 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.738 \text{ dias.}$

$$L = 7.96 - 7.96e^{-(0.457)(0.738)} = 2.28 \text{ mg/l.} \quad (156)$$

Datos.

- $Q_1 = 12,860 \text{ l/s.}$

- $L_1 = DBO_u = 14.7 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 11,720 \text{ l/s.}$
- $L_2 = L = 2.28 \text{ mg/l.}$

$$L_0 = \frac{(14.7)(12,860) + (2.28)(11,720)}{12,860 + 11,720} = 8.78 \text{ mg/l.} \quad (157)$$

Tramo D.

Datos:

- $Q = 14,580 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 8.78 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.478 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.955 \text{ dias.}$

$$L = 8.78 - 8.78e^{-(0.478)(0.955)} = 3.22 \text{ mg/l.} \quad (158)$$

Datos:

- $Q = 24,580 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 3.22 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.478 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.202 \text{ dias.}$

$$L = 3.22 - 3.22e^{-(0.478)(0.202)} = 0.30 \text{ mg/l.} \quad (159)$$

Datos.

- $Q_1 = 16,400 \text{ l/s.}$
- $L_1 = DBO_u = 2.06 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 24,580 \text{ l/s.}$
- $L_2 = L = 0.30 \text{ mg/l.}$

$$L_0 = \frac{(2.06)(16,400) + (0.3)(24,580)}{16,400 + 24,580} = 1.00 \text{ mg/l.} \quad (160)$$

Tramo E.

Datos:

- $Q = 40,980 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 1.0 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.478 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.528 \text{ dias}$.

$$L = 1.0 - 1.0e^{-(0.478)(0.528)} = 0.22 \text{ mg/l.} \quad (161)$$

Datos.

- $Q_1 = 5,930 \text{ l/s}$.
- $L_1 = DBO_u = 2.51 \text{ mg/l}$.
- $Q_2 = 40,980 \text{ l/s}$.
- $L_2 = L = 0.22 \text{ mg/l}$.

$$L_0 = \frac{(2.51)(5,930) + (0.22)(40,980)}{5,930 + 40,980} = 0.51 \text{ mg/l.} \quad (162)$$

Tramo F.

Datos:

- $Q = 46,910 \text{ l/s}$.
- $L_0 = 0.51 \text{ mg/l}$.
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}$.
- $t = 0.589 \text{ dias}$.

$$L = 0.51 - 0.51e^{-(0.501)(0.589)} = 0.13 \text{ mg/l.} \quad (163)$$

Datos.

- $Q_1 = 60 \text{ l/s}$.
- $L_1 = DBO_u = 65.14 \text{ mg/l}$.
- $Q_2 = 46,910 \text{ l/s}$.
- $L_2 = L = 0.13 \text{ mg/l}$.

$$L_0 = \frac{(65.14) + (0.13)(46,910)}{60 + 46,910} = 0.21 \text{ mg/l.} \quad (164)$$

Tramo G.

Datos:

- $Q = 46,970 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 0.21 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.884 \text{ dias.}$

$$L = 0.21 - 0.21e^{-(0.501)(0.884)} = 0.08 \text{ mg/l.} \quad (165)$$

Datos.

- $Q_1 = 24,730 \text{ l/s.}$
- $L_1 = DBO_u = 2.31 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 46,970 \text{ l/s.}$
- $L_2 = L = 0.08 \text{ mg/l.}$

$$L_0 = \frac{(2.31)(24,730) + (0.08)(46,970)}{24,730 + 46,970} = 0.85 \text{ mg/l.} \quad (166)$$

Tramo H.

Datos:

- $Q = 71,700 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 0.85 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.501 \text{ dia}^{-1}.$
- $t = 0.919 \text{ dias.}$

$$L = 0.85 - 0.85e^{-(0.501)(0.919)} = 0.31 \text{ mg/l.} \quad (167)$$

Datos.

- $Q_1 = 114,067 \text{ l/s.}$
- $L_1 = DBO_u = 2.5 \text{ mg/l.}$
- $Q_2 = 71,700 \text{ l/s.}$
- $L_2 = L = 0.31 \text{ mg/l.}$

$$L_0 = \frac{(2.5)(114,067) + (0.31)(71,700)}{114,067 + 71,700} = 1.65 \text{ mg/l.} \quad (168)$$

Tramo I.

Datos:

- $Q = 185,767 \text{ l/s.}$
- $L_0 = 1.65 \text{ mg/l.}$
- $K_D = 0.501 \text{ día}^{-1}.$
- $t = 0.011 \text{ días.}$

$$L = 1.65e^{-(0.501)(0.011)} = 1.64 \text{ mg/l.} \quad (169)$$

En la siguiente tabla se observa el cuadro resumen de la carga remanente futura.

Tramo	L_0 (mg/l)	K_D (día ⁻¹)	t (días)	L (mg/l)
A	130.3	0.457	0.231	13.05
B	13.42	0.457	0.632	3.37
C	7.96	0.457	0.278	2.28
D	8.78	0.478	1.157	0.30
E	1.00	0.478	0.528	0.22
F	0.51	0.501	0.589	0.13
G	0.21	0.501	0.884	0.08
H	0.85	0.501	0.919	0.31
I	1.65	0.501	0.011	1.64

Figura 63: Carga remanente futura

En la siguiente figura se observa la gráfica de la carga orgánica expresada como DBO_u con respecto a cada tramo del efluente.

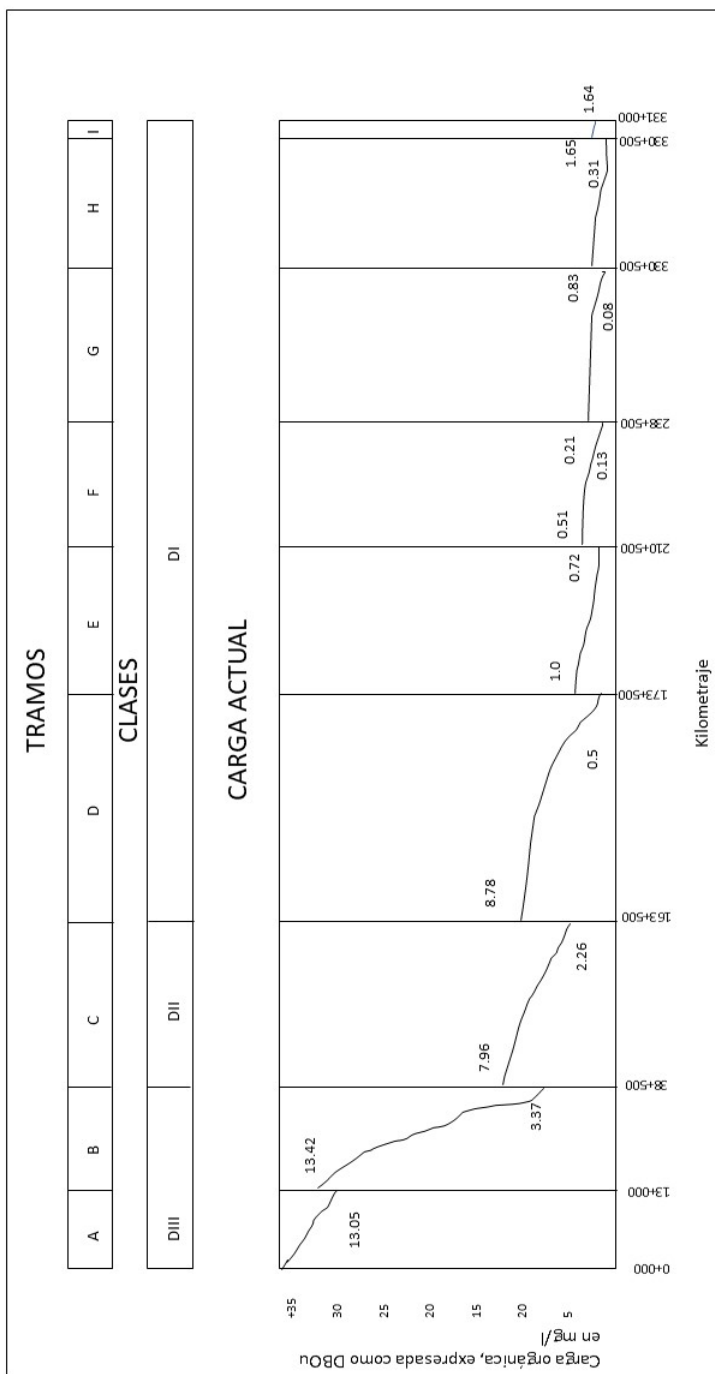


Figura 64: Carga total

Tramo	L_0		Carga asimilable L_c
	Carga real existente		
A	130.3 x 0.7	85.11	6.06
B	13.42 x 0.7	8.83	7.35
C	7.96 x 0.7	5.64	8.42
D	8.78 x 0.7	13.05	25.35
E	1.0 x 0.7	2.48	30.34
F	0.51 x 0.7	1.45	34.56
G	0.21 x 0.7	0.60	28.04
H	0.85 x 0.7	3.69	63.92
I	1.65 x 0.7	18.54	102.46

Figura 65: Cuadro resumen de carga orgánica

Como se aprecia en el cuadro anterior, disminuyó considerablemente la carga orgánica en los primeros 3 tramos. Si posteriormente se realizara una segunda etapa de saneamiento y se estableciesen condiciones más estrictas en el primer tramo, se tendría una calidad de agua superior.

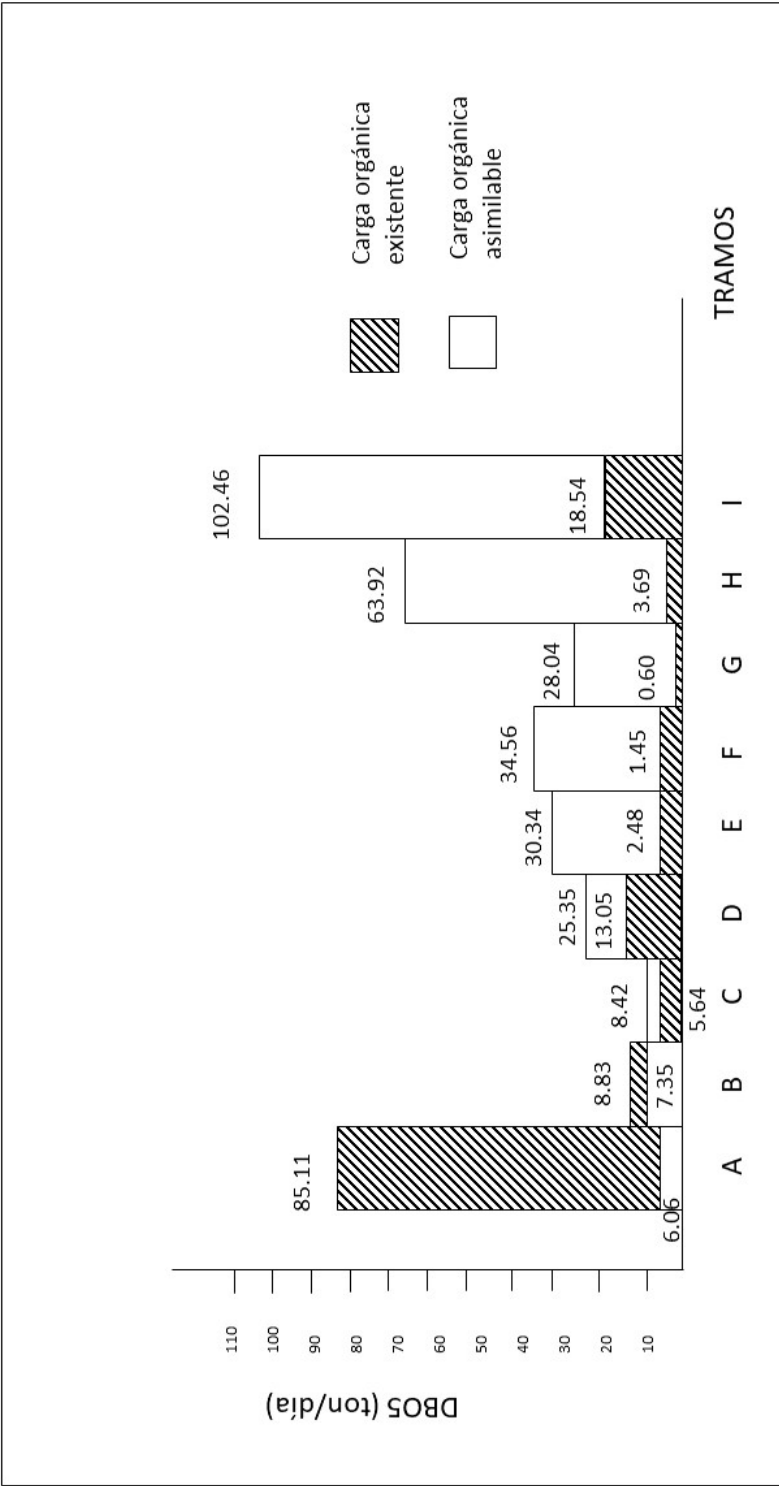


Figura 66: Carga orgánica en el efluente

8. Conclusiones y recomendaciones

En el presente estudio, fue necesario realizar un balance hidráulico para el correcto estudio de los parámetros que intervienen en un análisis de calidad del agua. Por ello, se estableció una metodología a fin de determinar la disponibilidad media anual superficial del agua. La disponibilidad media anual superficial del agua se determinó mediante el Método de Balance Hidráulico aplicado en cuencas. El cálculo del escurrimiento virgen, principal parámetro de la ecuación de continuidad que se utiliza para llevar a cabo el Balance Hidráulico en cuencas cerradas se determinó mediante métodos indirectos.

Las metodologías utilizadas se aplicaron para obtener la disponibilidad media anual del agua superficial de la cuenca en estudio, no obstante fue posible aplicar un análisis mensual que reflejara una situación más precisa de la variabilidad de la disponibilidad del agua y de esta forma administrar y organizar el recurso hídrico. Ya que la hidrología no es una ciencia exacta y la confiabilidad de sus resultados depende mucho de la información hidrométrica y climatológica disponible tanto en calidad como en cantidad por lo que es necesario tener una mejor red de medición de escurrimientos, precipitaciones y otros parámetros hidrológicos en todas las cuencas del país con el fin de lograr resultados más exactos.

Además, para poder llevar a cabo el presente trabajo fue necesario realizar una serie de investigaciones informativas en bases de datos del tema afín. Con la información obtenida, se hizo una descripción de los aspectos generales de la cuenca del río Grijalva, conociendo en forma detallada sus características de localización, orografía, hidrografía, demografía, hidrología y climatología, además de proporcionar un panorama más amplio de la cuenca y tener mayores bases para aplicar criterios lógicos en el trabajo. A partir de ello, se analizaron las principales causas por las cuales la corriente, a consecuencia de los diferentes usos actuales a que se somete el agua y por los principales fuentes de contaminación que inciden directa e indirectamente en el río Grijalva, se está contaminando y por consiguiente sufriendo degradación la calidad del agua.

Con ello, se establecieron los límites de aplicación del modelo y se dividió la corriente en tramos, para determinar el balance hidráulico del gasto de diseño en cada uno de éstos, el cual sirvió para comenzar a desarrollar el modelo matemático. Una vez que se tuvo definida y limitada la corriente, se dio a conocer la calidad del agua tanto de la misma corriente como de sus afluentes y principales fuentes de contaminación. Además, se dieron a conocer las técnicas empleadas para el muestreo de aguas, su caracterización en el laboratorio y los comentarios sobre la calidad. Con el gasto de diseño, velocidad de la corriente, distancias entre tramos y datos de laboratorio, se aplicaron las ecuaciones que simulaban el comportamiento de la calidad del agua del río Grijalva cuando éste transporta y recibe carga orgánica contaminante de diversas fuentes de contaminación.

Se explicó el funcionamiento del modelo, las constantes y coeficientes que la conforman, se determinó el tiempo de recorrido de la carga orgánica en cada tramo, la constan-

te de desoxigenación, el comportamiento actual de la corriente con respecto a la carga orgánica y el balance entre la carga orgánica transportada y las aportaciones que a lo largo de su trayecto recibe. Con la aplicación de la primera ecuación del modelo, se determinó la cantidad de materia orgánica que fue capaz de remover la corriente en cada tramo recorrido y su carga remanente, mostrando que en los primeros tres tramos fue casi nula la remoción de carga orgánica, debido principalmente a que en el inicio de la corriente no existe oxígeno para descomponer la materia orgánica, es decir, su estado era séptico, lo cual provocó que no alcanzara a biodegradarse la materia orgánica en forma natural, lo que obligo a conocer los porcentajes de remoción de carga orgánica que se deben aplicar a las fuentes de contaminación, para lograr el saneamiento del río.

Para obtener los porcentajes mencionados anteriormente, se procedió a determinar el déficit de oxígeno de la corriente, tanto el inicial como el crítico y establecer la carga orgánica crítica que puede asimilar y diluir el cuerpo de agua, y de esta manera, realizar una comparación entre los resultados obtenidos y la carga remanente (la que no puede asimilar y diluir la corriente), para lograr fijar los porcentajes de remoción que se deberán aplicar a las descargas de aguas residuales y conocer la carga orgánica deseable que en un futuro deberá transportar el cauce. Con lo anterior, se estaría logrando sanear en una primera etapa, más del 80 % de la corriente, y si se aplica en un mediano plazo otra etapa de saneamiento, el río asimilaría y diluiría toda la carga orgánica contaminante que le fuese vertida y así, quedaría saneado en un 100 % logrando una calidad adecuada para los usos que de ella se realicen.

La metodología y el planteamiento del modelo matemático descrito en este trabajo permitió controlar, proteger y garantizar una calidad adecuada del agua del río con el objeto de que su uso sea más eficiente. Al tomar en cuenta su capacidad para asimilar y diluir la carga orgánica contaminante en forma natural, permitió que los responsables de descargas de aguas residuales actuales y futuros, economicen en el diseño de tratamiento de su descarga. El modelo matemático empleado, con las modificaciones realizadas representó las condiciones y características del comportamiento de la calidad del agua y permitió establecer los criterios a seguir para sanear la corriente en forma adecuada.

Referencias

- [Ackar y Domínguez, 2008] LA GESTIÓN DEL AGUA DESDE LA GEOPOLÍTICA TRANSNACIONAL Y DESDE LOS TERRITORIOS DE INTEGRACIÓN, *La gestión de los recursos hídricos: realidades y perspectivas*, 1:27-56.
- [Agamben, 2010] AGAMBEN, G., 2010, *Medios sin fin. Notas sobre política*, Valencia, España, 2010.
- [Almeyra et al., 2014] CAPITALISMO: TIERRA Y PODER EN AMÉRICA LATINA (1982-2012), *Universidad Autónoma Metropolitana*, Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, México, 2014.
- [Alvarado, 2014] ALVARADO-ARCIA A, ILIZALITURRI-HERNÁNDEZ CA, MARTÍNEZ-SALINAS RI, TORRES DOSAL A *Riesgos ambientales y de salud por metales (cadmio y mercurio) presentes en suelos y sedimentos del río Grijalva. En: González-Espinosa M, Brunel-Manse MC (eds) Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la Cuenca Grijalva*. Editorial Juan Pablos. México. pp: 240-256.
- [Apha, 1998] APHA *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Edition. American Public Health Association. California, USA. 1220p.
- [Babbit y Harold, 1975] BABBIT, H., HAROLD, R. *Alcantarillado y tratamiento de aguas negras*, CECSA, México, 1975.
- [Bastidas y García, 2005] BASTIDAS, S. P., GARCÍA, M., *La gestión comunitaria en proyectos de abastecimiento de agua y saneamiento como base de sustentabilidad y de construcción de tejido social*, Instituto de CINARA, Universidad del Valle, 2005.
- [Benavides, 2011] BENAVIDES G., L. H., *Gestión, liderazgo y valores en la administración de la unidad educativa 'San Juan de Bucay' del cantón general Antonio Elizalde durante el período 2010-2011*, Tesis de Maestría, Universidad Técnica Particular, Loja, Ecuador, 2011.
- [Bjørklund G, Dadar M, Mutter J, Aaseth J, 2017] BJØRKLUND G, DADAR M, MUTTER J, AASETH J *The toxicology of mercury: Current research and emerging trends*. *Environmental Research* 159: 545-554
- [Borbolla-Sala M, de la Cruz-Vázquez L, Piña-Gutiérrez OE, Fuente-Gutiérrez JC, 2003] BORBOLLA-SALA M, DE LA CRUZ-VÁZQUEZ L, PIÑA-GUTIÉRREZ OE, FUENTE-GUTIÉRREZ JC, GARRIDO PÉREZ SMG *Calidad de agua en Tabasco*. *Salud en Tabasco* 9: 170-177.
- [Bryan, Langston, 1992] BRYAN GW, LANGSTON WJ *Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom Estuaries: a review*. *Environmental Pollution* 76: 89-131.

- [Conagua, 2011] CONAGUA *Atlas del agua en México 2011*. Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos
- [CONAGUA, 2011a] AGENDA DEL AGUA 2030, CONAGUA, México, 2011.
- [CONAGUA, 2021] COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA, *Sistema Nacional de Indicadores Ambientales*, México, 2021.
- [Di Rienzo, Casanoves, Balzarini, Gonzalez, Tablada, Robledo, 2015] DI RIENZO JA, CASANOVES F, BALZARINI MG, GONZALEZ L, TABLADA M, ROBLEDO CW *InfoStat versión* Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>. Fecha de consulta 15 febrero de 2017.
- [Galdos-Balzategui, Carmona-de la Torre, 2017] GALDOS-BALZATEGUI A, CARMONA-DE LA TORRE J, SÁNCHEZ-PÉREZ H J, MORALES-LÓPEZ J J, TORRES-DOSAL A, GÓMEZURBINA S *Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico por consumo de agua en San Cristóbal de Las Casas*, Chiapas, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 8: 133 -153.
- [Galindo y Viqueira, 2007] GALINDO-ESCAMILLA, E., PALERM-VIQUERIA, J. *Pequeños sistemas de agua potable: entre la autogestión y el manejo municipal en el estado de Hidalgo*, México, *agricultura, sociedad y desarrollo* 4(2):127-145.
- [García, 2006] GARCÍA L, C. *Dimensiones para la autogestión de la comunidad*, *Sociedad Hoy* 10(1):85-108.
- [García, 2015] GARCÍA V, N. H., *Operación de canales: conceptos generales*.
- [González-Espinosa, Ramírez-Marcial, Gómez-Pineda, Parra-Vázquez, 2014] GONZÁLEZ-ESPINOSA M, RAMÍREZ-MARCIAL N, GÓMEZ-PINEDA E, PARRA-VÁZQUEZ M, DÍAZ-HERNÁNDEZ BM, MUSÁLEM-CASTILLEJOS K *Vulnerabilidad ambiental y social. Perspectivas para la restauración de bosques en la Sierra Madre de Chiapas*. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública* 6: 89 -108.
- [Guentzel, Portilla, Keith, Keith, 2007] GUENTZEL JL, PORTILLA E, KEITH KM, KEITH EO *Mercury transport and bioaccumulation in riverbank communities of the Alvarado Lagoon System*, Veracruz State, Mexico. *Science of the Total Environment* 388:316-324.
- [Günter, 2012] LA GESTIÓN SOCIAL DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN ECUADOR: IMAGINARIOS SOCIALES, INSTITUCIONES Y BUEN VIVIR, Tesis Doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México, 2012.
- [Henze et al., 2017] HENZE M., VAN LOOSDERCHT M., EKAMA G., BRDJANOVIC D., *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*, IWA Publishing.

- [Jimenez, 2001] JIMÉNEZ-CISNEROS BE *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. Editorial Limusa. México, Distrito Federal, México. 926p.
- [Jiménez y Chávez, 2000] JIMÉNEZ C, B. H., CHÁVEZ M., A *Tratamiento primario avanzado*, Universidad Autónoma de México, 2000.
- [Koonz y Heinz, 2004] KOONTZ, H. Y HEINZ, W., *Administración: una perspectiva global*, 12a edición, Mc Graw-Hill, México, 2004.
- [Kulinkina, 2016] KULINKINA AV, MOHAN VR, FRANCIS MR, KATTULA D, SARKAR R, PLUMMER JD, ET AL. *Seasonality of water quality and diarrheal disease counts in urban and rural settings in south India*. Scientific Reports. 6:20521. doi: 10.1038/srep20521
- [Laino, 2016] LAINO-GUANES R, GONZÁLEZ-ESPINOSA M, RAMÍREZ-MARCIAL N, BELLO-MENDOZA R, JIMÉNEZ F, CASANOVES F *Human pressure on water quality and water yield in the upper Grijalva river basin in the MexicoGuatemala border*. Ecohydrology and Hydrobiology 16:149-159.
- [Laino, 2015] LAINO-GUANES R, BELLO-MENDOZA R, GONZÁLEZ-ESPINOSA M, RAMÍREZ-MARCIAL N, JIMÉNEZ-OTÁROLA F, MUSÁLEMCASTILLEJOS K *Metal concentrations in water and sediments in the upper Grijalva river basin, Mexico-Guatemala border*. Water Technology and Sciences 6: 61-74.
- [Leal, 2009] LEAL-ASCENCIO MT, MIRANDA S, SÁNCHEZ E, PRIETO-GARCÍA F, GORDILLO A, *Metals pollution in the El Limon lagoon, Chiapas, Mexico*. Tropical and Subtropical Agroecosystems 10: 415-421.
- [Lintern, 2017] LINTERN A, WEBB JA, RYU D, LIU S, BENDE-MICHL U, WATERS D, LEAHY P, WILSON P, WESTERN AW, *Key factors inuencing dierences in stream water quality across space*. Wiley Interdisciplinary Reviews. 31p. doi: 10.1002/wat2.1260.
- [López, 2000] LÓPEZ R, R. *Apuntes de tratamiento de aguas residuales*, Universidad Nacional Autónoma de México, 2000.
- [Marañon y López, 2008] MARAÑON, B. Y LÓPEZ, D., *La gestión participativa del agua subterránea en México: Hacia un cambio de paradigma*, Revista brasileira de Gestão e Desenvolvimento Revional, 4(2):117-153.
- [Montero, 2011] MONTERO C., D., *La disponibilidad del agua en México y la política nacional del agua en torno a la participación del capital privado*. , Ediciones de la Universidad de Murcia, España, 2011.
- [Musalem, 2014] MUSALEM K, JIMÉNEZ F, MC DONALD M, *Application of a rapid assessment tool for integrated watershed management: a case study from La Plata River Basin in South America*. Aqua-LAC 5:31-39.

- [OPS, 2005] ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD, *Guía para el diseño de estaciones de bombeo para agua potable*, Lima, 2005.
- [Ordóñez, 2011] CONTRIBUYENDO AL DESARROLLO DE UNA CULTURA DEL AGUA Y LA GIRH: AGUAS SUBTERRÁNEAS Y ACUÍFEROS, Sociedad geográfica de Lima, Lima, Perú.
- [Orozco, 2020] OROZCO, B., G., *Metodología para la evaluación de la probabilidad de riesgo de falla en presas mexicanas*, Tesis UNAM, México.
- [Pirrone, 2010] PIRRONE N, CINNIRELLA S, FENG X, FINKELMAN RB, FRIEDLI HR, LEARNER J, ET AL. *Global Mercury emissions to the atmosphere from antropogenic and natural sources*. Atmospheric Chemistry and Physics 10:5951-5964.
- [Plascencia, 2014] PLASCENCIA H, GONZÁLEZ-ESPINOSA M, RAMIREZ-MARCIAL N, ALVAREZ-SOLIS D, MUSALEM K, *Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva*. Montañas, pueblos y agua: dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva. Editorial Juan Pablos. México. pp: 29-79.
- [Ramirez, 2014] RAMÍREZ-MARCIAL N, GONZÁLEZ-ESPINOSA M, MUSALEM K, NOGUERA-SAVELLI E, GÓMEZ-PINEDA E, *Estrategias para una construcción social de la restauración forestal en comunidades de la cuenca media y alta del río Grijalva*. Montañas, pueblos y agua: dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva. Editorial Juan Pablos. México. pp: 518-554.
- [Ramos, 2012] RAMOS-HERRERA S, BROCA-MARTINEZ LF, LAINES-CANEPA JR, CARRERA-VELUETA JM, *Tendencia de la calidad del agua en ríos de Tabasco, México*. Ingeniería 16: 207-217.
- [Rodríguez, 2016] RODRÍGUEZ HERRERO, A. E., *Integration of microalgae in wastewater treatment plant. (Ingeniería Química)*, Universidad Valladolid, Milano, 2016.
- [Rodríguez, 2009] BATALLAS LOCALES POR EL AGUA POTABLE: LA CRECIENTE CONFLICTIVIDAD ENTRE COMUNIDADES RURALES Y MUNICIPIOS URBANOS, El desarrollo rural desde la mirada local, Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- [Sanchez, 2000] SÁNCHEZ-PÉREZ HJ, VARGAS-MORALES MG, MÉNDEZ-SÁNCHEZ JD, *Calidad bacteriológica del agua para consumo humano en zonas de alta marginación de Chiapas*. Salud Publica de México 42:397-406.
- [Sandoval y Günter, 2013] SANDOVAL M., A., GÜNTER, M. G., *La gestión comunitaria del agua en México y Ecuador*, 9(2):165-179.
- [SCFI, 1987] SCFI, NMX-AA-42 -1987. *Calidad de agua - Determinación del NMP de coliformes totales, coliformes fecales y Escherichia coli*. México, Distrito Federal, México. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2011/01/nmx-aa-042-1987.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2016.

- [SE, 2001] SE, *NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas.* México, Distrito Federal, México. <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2001/nmx-aa-028-sc-2001.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2021.
- [SE, 2001] SE, *NMX-AA-029-SCFI-2001 Análisis de aguas - Determinación de Fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.* México, Distrito Federal, México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/le/166773/NMX-AA-029-SCFI-2001.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2021.
- [SE, 2001] SE, *NMX-AA-030-SCFI (2001) Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.* México, Distrito Federal, México. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2011/01/nmx-aa-030-sc-2001.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2021.
- [SE, 2001] SE, *NMX-AA-034-SCFI (2001) Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.* México, Distrito Federal, México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/le/166146/nmx-aa-034-sc-2015.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2021.
- [SE, 2001] SE, *NMX-AA-051-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.* México, Distrito Federal, México. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-051-SCFI-2001.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2021.
- [SE, 2006] SE, *NMX-AA-099-SCFI-2006 Análisis de agua - Determinación de Nitrógeno de Nitritos en aguas naturales y residuales - métodos de prueba.* México, Distrito Federal, México. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD1/DO3046.pdf>. Fecha de consulta 20 de diciembre 2021.
- [SEMARNAT, 2015] SEMARNAT, *Estadísticas del agua en México.* Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México.
- [SNIA, 2014] SNIA, *Sistema Nacional de Indicadores Ambientales,* México, 2014.
- [SS, 1994] SS, *NOM-127-SSA1-1994.* Norma Oficial Mexicana - Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de Calidad y Tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Ciudad de México. Consulta 20 de junio de 2022.
- [Valencia, 2014] VALENCIA-BARREGA, E., *Delimitación de los módulos del proyecto FORDECyT: codificación de cuencas hidrográficas con la metodología Pfafstetter y consideraciones en su aplicación.*

- [Van Haandel y Van Der Lubbe, 2007] VAN HAANDEL, A. Y VAN DER LUBBE, J., *Handbook biological wastewater treatment-design and optimisation of activated sludge systems*, Webshop Wastewater Handbook, 2007.
- [Vargas, 2012] VARGAS, R. *Territorios del agua-vida: cultura y democracia*, Cultura del agua en México, Universidad Nacional Autónoma de México 25-35.
- [Vega, 2019] VEGA R., O. *Presas vertedoras*. Tesis UNAM, 2019.
- [Yu, 2016] YU S, ZONGXUE, X, WEI W, ZUO D., *Effect of Land Use Types on Stream Water Quality under Seasonal Variation and Topographic Characteristics in the Wei River Basin, China*, Ecological Indicators 60:202-212.