



Universidad  
Tecnológica  
de Bolívar  
CARTAGENA DE INDIAS



ACREDITADA  
INSTITUCIONAL  
Resolución MEN 1166 de 2011

*Consideraciones Conceptuales Para La Selección De Un Modelo  
Matemático De Calidad De Aguas En Bahías  
Caso de aplicación Bahía de Cartagena.*

---

## **CONSIDERACIONES CONCEPTUALES PARA LA SELECCIÓN DE UN MODELO MATEMÁTICO DE CALIDAD DE AGUAS EN BAHÍAS**

### **CASO DE APLICACIÓN BAHÍA DE CARTAGENA**

**KARINA JARABA GUAZO**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE BOLÍVAR  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
CARTAGENA - BOLÍVAR  
2013**



Universidad  
Tecnológica  
de Bolívar  
CARTAGENA DE INDIAS



ACREDITADA  
INSTITUCIONAL  
Resolución MEN 1166 de 2011

*Consideraciones Conceptuales Para La Selección De Un Modelo  
Matemático De Calidad De Aguas En Bahías  
Caso de aplicación Bahía de Cartagena.*

---

**CONSIDERACIONES CONCEPTUALES PARA LA SELECCIÓN DE UN  
MODELO MATEMÁTICO DE CALIDAD DE AGUAS EN BAHÍAS**

**CASO DE APLICACIÓN BAHÍA DE CARTAGENA**

**KARINA JARABA GUAZO**

**DIRECTOR  
JUAN DAVID PÉREZ GUTIÉRREZ, MSC**

**TRABAJO DE GRADO MONOGRAFIA PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE  
INGENIERO AMBIENTAL**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE BOLÍVAR  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
CARTAGENA - BOLÍVAR  
2013**

## DEDICATORIAS

**A Dios**, por ser fuente de sabiduría durante la ejecución este proyecto, por darme fuerzas para salir adelante y no desfallecer.

**A mi madre Judith Guazo**, la persona más importante en mi vida, infinitas gracias te doy mamá por tu apoyo, amor, sacrificio y colaboración en la realización de este sueño para mi desarrollo profesional. Todos mis logros te los debo a ti, gracias por tus enseñanzas y buenos consejos.

**A mis hermanas Lina y Ella**, por ser las guías constantes en esta hermosa etapa de mi vida.

**A Luis E**, quién me acompañó durante todo este proceso, por ayudarme en cada momento difícil. Tú fuiste mi orientación y motor para salir adelante y lograr esta meta, la cual comparto contigo porque también es tuya. Gracias por tus sacrificios,

**A la facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Tecnológica de Bolívar**, por permitir la realización de una de mis más elevadas metas.

**Al coordinador de este proyecto, Juan David Pérez**, por la orientación y estructuración de esta monografía.



*La modelación hidrodinámica y de calidad del agua, surge como alternativa para comprender fenómenos de transporte y de decaimiento que sufren los contaminantes en un sistema físico. Para el caso específico de la bahía de Cartagena, se considera importante la implementación correcta de un modelo matemático de calidad del agua que represente con un alto nivel de certidumbre la condición actual de ese sistema físico en cuanto a hidrodinámica y calidad de agua.*

## TABLA DE CONTENIDO.

INTRODUCCIÓN.....	11
1. OBJETIVOS.....	12
1.1. OBJETIVO GENERAL.....	12
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	12
2. JUSTIFICACIÓN.....	13
3. ANTECEDENTES.....	14
4. MARCO TEÓRICO.....	16
4.1. HIDRODINÁMICA.....	16
4.1.1. Procesos hidrodinámicos.....	16
Densidad del agua.....	16
Leyes de conservación.....	19
Conservación de la masa.....	19
Conservación de Momentum.....	21
4.1.1.3. Advección y dispersión.....	24
4.1.1.4. Ecuación de balance de masa.....	28
4.1.1.5. Forzamiento atmosférico.....	29
4.1.1.6. Fuerza De Coriolis Y Flujo Geostrófico.....	31
4.1.2. Ecuaciones que gobiernan.....	34
4.1.2.1. Aproximaciones básicas.....	34
4.1.2.2. Ecuaciones en coordenadas cartesianas.....	35
4.1.2.2.1. Las ecuaciones 1D.....	37
4.1.2.2.2. 2D promedio de ecuaciones verticales.....	39
4.1.2.2.3. 2D promedio de ecuaciones laterales.....	40
4.1.2.2.4. Ecuaciones 3D en coordenadas sigma.....	41
4.1.3. Temperatura.....	45
4.1.3.1. Componentes de flujo de calor.....	48



4.1.3.2.	Ecuaciones de temperatura.....	49
4.1.3.2.1.	Ecuaciones básicas.....	50
4.1.3.2.2.	Condiciones de borde en la superficie.....	51
4.1.3.2.3.	Lecho de intercambio de calor.....	53
4.2.	TRANSPORTE DE SEDIMENTOS.....	54
4.2.1.	Resumen.....	54
4.2.1.1.	Propiedades de los sedimentos.....	55
4.2.1.2.	Problemas asociados con los sedimentos.....	58
4.2.2.	Procesos de sedimentos.....	59
4.2.2.1.	Asentamiento de partículas.....	60
4.2.2.2.	Transporte horizontal de sedimentos.....	62
4.2.2.3.	Resuspensión y deposición.....	65
4.2.2.4.	Ecuaciones de transporte de sedimentos.....	67
4.2.2.5.	La turbidez y la profundidad Secchi.....	69
4.2.3.	Ondas de viento.....	70
4.2.3.1.	Procesos de onda.....	71
4.2.3.2.	Características de las ondas de viento.....	75
4.2.3.3.	Modelos de las ondas de viento.....	76
4.3.	LOS AGENTES PATÓGENOS Y SUSTANCIAS TOXICAS.....	78
4.3.1.	Resumen.....	78
4.3.2.	Patógenos.....	80
4.3.2.1.	Las bacterias, virus y protozoos.....	81
4.3.2.2.	Indicadores de patógenos.....	82
4.3.2.3.	Los procesos que afectan a los patógenos.....	84
4.3.3.	Sustancias tóxicas.....	87
4.3.3.1.	Químicos orgánicos tóxicos.....	90
4.3.3.2.	Metales.....	91
4.3.3.3.	Absorción y desorción.....	93
4.3.4.	Alcance y los procesos de transporte.....	97
4.3.4.1.	Formulaciones matemáticas.....	97



4.3.4.2.	Procesos que afectan el destino y el decaimiento.....	101
4.3.5.	Modelación de contaminantes.....	107
4.4.	CALIDAD DE AGUA Y EUTROFIZACIÓN. ....	109
4.4.1.	Resumen.....	109
4.4.1.1.	Las algas. ....	109
4.4.1.2.	Nutrientes .....	111
4.4.1.3.	Oxígeno disuelto. ....	120
4.4.2.	Algas .....	121
4.4.2.1.	La biomasa de algas y de clorofila.....	123
4.4.2.2.	Las ecuaciones para los procesos de algas.....	125
4.4.2.3.	Crecimiento de las algas.....	127
4.4.2.3.1.	Los nutrientes para el crecimiento de algas. ....	129
4.4.2.3.2.	La luz del sol para la fotosíntesis y crecimiento de las algas. ....	131
4.4.2.4.	Reducción de las algas. ....	134
4.4.2.4.1.	Metabolismo Basal. ....	135
4.4.2.4.2.	La depredación de algas. ....	136
4.4.2.4.3.	Sedimentación de algas. ....	137
4.4.2.5.	Sílice y diatomea. ....	139
4.4.2.6.	Perifiton.....	141
4.4.3.	Carbono orgánico. ....	143
4.4.3.1.	Descomposición del carbono orgánico. ....	144
4.4.3.2.	Ecuaciones para el carbono orgánico. ....	145
4.4.4.	Fósforo.....	146
4.4.4.1.	Ecuaciones para las variables de estado del fósforo.....	150
4.4.4.1.1.	Partículas de fósforo orgánico .....	150
4.4.4.1.2.	Fósforo orgánico disuelto.....	151
4.4.4.1.3.	Fosfato Total.....	152
4.4.5.	Nitrógeno.....	152
4.4.5.1.	Formas de nitrógeno. ....	154
4.4.5.2.	Ecuaciones para las variables de estado de nitrógeno. ....	155



---

4.4.5.2.1.	Nitrógeno orgánico particulado.....	156
4.4.5.2.2.	Nitrógeno orgánico disuelto.....	157
4.4.5.2.2.1.	Nitrógeno de amonio.....	158
4.4.5.2.2.2.	Nitrato.....	159
4.4.5.2.3.	Procesos de nitrógeno .....	160
4.4.6.	Oxígeno disuelto.....	160
4.4.6.1.	Demanda bioquímica de oxígeno.....	162
4.4.6.2.	Demanda química de oxígeno.....	165
4.5.	ESTADO ACTUAL BAHÍA DE CARTAGENA .....	166
4.5.1.	Generalidades del área de influencia del proyecto.....	166
4.5.2.	Vertiente de la Bahía de Cartagena.....	166
4.5.3.	Características de la Bahía de Cartagena .....	166
4.5.3.1.	Descripción general.....	166
4.5.3.2.	Corrientes de la bahía de Cartagena.....	167
4.5.3.3.	Mareas. ....	167
4.5.4.	Vertimiento de aguas residuales y de disposición inadecuada de residuos sólidos. 168	
4.5.5	Calidad de aguas.....	172
5.	CONCLUSIONES .....	180
6.	RECOMENDACIONES .....	184
	BIBLIOGRAFÍA.....	192



## TABLA DE ILUSTRACIONES

<b>Ilustración 1. Perfil de velocidad de un canal.....</b>	<b>25</b>
<b>Ilustración 2. Gradiente de presión y flujo geostrófico. ....</b>	<b>33</b>
<b>Ilustración 3. Componentes de flujo de calor.....</b>	<b>49</b>
<b>Ilustración 4. Fuerzas que actúan sobre la sedimentación de la partícula a través de la columna de agua.....</b>	<b>61</b>
<b>Ilustración 5. Disco Secchi .....</b>	<b>70</b>
<b>Ilustración 6. Bosquejo de una onda sinusoidal. ....</b>	<b>72</b>
<b>Ilustración 7. (a) Concentración versus tiempo para la reacción de orden cero. (b) La concentración y el logaritmo de la concentración respecto al tiempo para la reacción de primer orden, (c) Concentración e inversa en función del tiempo para la reacción de segundo orden.....</b>	<b>98</b>
<b>Ilustración 8. Estructura de un modelo típico de tóxicos. ....</b>	<b>108</b>
<b>Ilustración 9. Ciclo del nitrógeno en los procesos de un sistema acuático. ....</b>	<b>115</b>
<b>Ilustración 10. Procesos del ciclo del fósforo en un sistema acuático. ....</b>	<b>118</b>
<b>Ilustración 11. Cinética de las algas. ....</b>	<b>123</b>
<b>Ilustración 12. Variables de estado del carbono orgánico y sus transformaciones.....</b>	<b>144</b>
<b>Ilustración 13. Variables de estado del fósforo y sus transformaciones.....</b>	<b>149</b>
<b>Ilustración 14. Nitrógeno orgánico particulado. ....</b>	<b>156</b>
<b>Ilustración 15. Disposición inadecuada de residuos sólidos en la bahía de Cartagena. ....</b>	<b>171</b>
<b>Ilustración 16. Estaciones de monitoreo RED CAM bahía de Cartagena y Barbacoas. ....</b>	<b>173</b>
<b>Ilustración 17. Marco de modelación propuesto. ....</b>	<b>186</b>

## ÍNDICE DE TABLAS.

<b>Tabla 1. Tipo y tamaño de las partículas de sedimento. ....</b>	<b>57</b>
<b>Tabla 2. Coordenadas de los vertimientos industriales. ....</b>	<b>168</b>
<b>Tabla 3. Características hipotéticas Emisario ACUACAR ubicado al interior de la bahía de Cartagena.....</b>	<b>169</b>
<b>Tabla 4. Cargas aportadas por las diversas fuentes de contaminación a la Bahía de Cartagena. ....</b>	<b>170</b>
<b>Tabla 5. Resumen estadístico de hidrocarburos aromáticos y organoclorados en la bahía de Cartagena.....</b>	<b>174</b>

## INTRODUCCIÓN

La modelación matemática de procesos ambientales se presenta como un instrumento para la comprensión de los comportamientos relacionados con un sistema en particular, estos refiriéndose específicamente a los modelos hidrodinámicos y de calidad del agua. Dichos modelos, surgen como respuesta a la necesidad de predecir y entender los fenómenos de transporte, transformación y mezcla que sufren los contaminantes vertidos en un cuerpo de agua.

“Estos comportamientos pueden ser descritos en términos de tres dimensiones caracterizados por un alto rango de escalas espaciales y temporales en ambientes hidrológicos”. (Fischer et al, 1979).

La información resultante de la implementación de modelos matemáticos permite la adecuada toma de decisiones, por ejemplo, en saneamiento hídrico en cuanto a la ejecución de planes o proyectos de gestión ambiental.

Unas de las mayores dificultades a las que se ha enfrentado el hombre al momento de utilizar modelos matemáticos como herramientas de gestión ambiental, es seleccionar un modelo que mejor se aproxime a la realidad, debido a que hay ofertados una amplia gama de software licenciados y distribuidos libremente que representan un mismo sistema.

El propósito del presente trabajo es plantear las consideraciones conceptuales para la selección de un modelo de calidad del agua para bahías. El caso de estudio utilizado es la bahía de Cartagena, que se muestra como de gran interés local por el problema de contaminación, provenientes de los vertimientos industriales, el aporte de sedimentos del Canal del Dique y el emisario Acuacar. Es por ello que surge la necesidad de manejar este problema con el uso de modelos matemáticos apropiados para representar este sistema hídrico.

## **1. OBJETIVOS.**

### **1.1. OBJETIVO GENERAL.**

Plantear las consideraciones conceptuales necesarias que se deben tener en cuenta al momento de seleccionar adecuadamente un modelo de calidad de aguas que logre explicar y representar el comportamiento de los contaminantes convencionales en bahías.

### **1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.**

- Señalar los factores que afectan el comportamiento de las distintas sustancias presentes en el sistema.
- Identificar las ecuaciones que aplican en la modelación de calidad de aguas en estuarios o bahías.
- Explicar los procesos hidrodinámicos y de calidad de aguas, que afectan el comportamiento de los contaminantes en estuarios o bahías.
- Describir las propiedades de los contaminantes principales que se deben tener en cuenta en la modelación matemática de los estuarios o bahías.
- Identificar los problemas asociados a los diferentes contaminantes en los estuarios o bahías.
- Recomendar de manera general los factores que se deben tener en cuenta al modelar estuarios o bahías (Bahía de Cartagena).

## **2. JUSTIFICACIÓN**

Se tomó la decisión de realizar la historia del arte que ayude a la selección adecuada de un Modelo de Calidad del Agua para la Bahía de Cartagena ya que sería conveniente conocer todos los factores que interviene en un sistema antes de seleccionar el modelo.

Al momento de elegir y aplicar un modelo matemático pueden surgir diferentes dificultades, como son: la selección adecuada entre tanta oferta de modelos, alta demanda de especialistas en modelos matemáticos, contar con los recursos para cubrir los gastos en la obtención y aplicación del modelo, por ejemplo (MIKE 21).

Los resultados con baja calidad y alto grado de incertidumbre en la información también se presentan como una dificultad, ya que conllevan a la toma de decisiones erradas, es por esto que se hace necesario plantear una historia de arte que sirva como herramienta para seleccionar un modelo correcto, que ofrezca menor error relativo o grado de incertidumbre y por tanto una mejor asimilación del sistema.

### 3. ANTECEDENTES.

La bahía de Cartagena con el pasar de los años ha sufrido muchos cambios los cuales han modificado por completo sus características naturales siendo esto motivo de gran preocupación, la bahía como objeto de estudio para entender mejor los procesos que en ella se llevan a cabo se han realizado diferentes tipos de estudios algunos de ellos a partir de la modelación.

Entre modelos actuales que se han usado se encuentra el modelo MIKE21, un modelo computacional aplicado especialmente en el área de hidráulica costera el cual ha sido utilizado para el estudio, estimación de oleajes y modelación de corrientes. (IHSA, Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental de la Universidad de Cartagena)

También han sido presentados análisis de sensibilidad y calibración de un modelo hidrodinámico bidimensional para la bahía, donde se vio la necesidad de recurrir a modelos globales de marea como el *TPX6.2.*, para predecir el comportamiento de esta en las fronteras del modelo a implementar que fue el modelo *RAM2*, con el propósito de conocer el volumen de agua que entra y sale de la parte interna de la bahía en marea muerta y marea viva. (Dyna 164, 2010)<sup>1</sup>. Igualmente se consideran trabajos de investigación como, *Lineamientos para implementar una red virtual de monitoreo en tiempo real de la calidad de agua en la bahía de Cartagena de Indias* (Coronado, 2007); *Modelación de la contaminación por mercurio en la cuenca del Magdalena, sector (SIMITI-BAHIA de Cartagena)* (Quiñones, 2009)<sup>2</sup>.

No obstante los trabajos mencionados anteriormente se pueden considerar como una continuación de los estudios realizados años atrás, el interés por las investigaciones sobre la hidrodinámica y por consiguiente de la calidad del agua de la Bahía de Cartagena comenzaron con los estudios de autores como Pagliardini et al; 1982, Lonin, S. 1993b; Lonin, S & Giraldo L. 1996-1997 que permitieron dar una aproximación inicial sobre el estado de la bahía mediante el uso de herramientas metodológicas de la época.

Entre los primeros estudios realizados en la bahía encontramos uno sobre corrientes mediante el proyecto: Estudio de la bahía de Cartagena (1978-1979). A partir de este estudio se presentó por primera vez la dinámica de las variables físicas de esa área, relacionado con parámetros como temperatura del mar, salinidad, entre otros, con los procesos mareales y las épocas de mayores y mínimas concentraciones (Pagliardini et al, 1982).

<sup>1</sup> Dyna, Año 77, Nro. 164. Medellín, Diciembre de 2010.

<sup>2</sup> Edgar Eduardo Quiñones Bolaños. *Modelación de la contaminación por mercurio en la cuenca del Magdalena, sector (SIMITI-BAHIA de Cartagena)*. 2009.

Luego en 1995 se realizó un estudio de la circulación de aguas y el transporte de contaminantes en la bahía interna de Cartagena (Lonin & Giraldo, 1996b) mediante modelación numérica a través del modelo CODEGO (Lonin, S. 1993a, 1996b), los investigadores encontraron que los vientos ejercen mayor influencia sobre la circulación de las corrientes sobre la bahía interna de Cartagena que el régimen mareal presente.

Lonin y Giraldo evaluaron la influencia de la temperatura en la circulación de la bahía (Lonin & Giraldo, 1997). Mediante el modelo número para aguas estuarinas MECCA (Hess, 1989). Los investigadores encontraron efectos térmicos de la atmósfera influyeron sobre la dinámica de la bahía interna del área de estudio. Consecutivamente, investigaciones en la bahía interna de Cartagena permitieron calcular la transparencia de agua (Lonin, S. 1997).

En el 2006 se efectuaron investigaciones sobre la hidrodinámica y renovación de aguas en el caño El Zapatero (De Lisa, 2006), área de estudio la cual se integra a un conjunto de canales de la bahía de Cartagena.

Igualmente para el 2006 se publicó un estudio de modelación geomorfológica y sedimentológica del canal del dique (YVES F, et al, 2006) el cual mediante la aplicación de un modelo número (SWAM, 1999) se obtuvieron resultados de propagación de oleaje en la bahía de Cartagena y su efecto en la acumulación y transporte de material sedimentario.

Para el año 2009: plantearon la modelación de las corrientes de la bahía de Cartagena mediante un modelo número H2D (GIOG, 2001a). Los investigadores efectuaron modelación en 04 tipos de casos, los cuales se diferenciaban del régimen mareal, los niveles de caudal del Canal del Dique y la intensidad de los vientos superficiales sobre la zona. El resultado final de los investigadores fue la calibración de los resultados de nivel del mar con información in situ, logrando un coeficiente de determinación aceptable de 0,89. (CARDIQUE, 2011).

Numerosos estudios se han realizado para modelar el comportamiento de los contaminantes presentes en la bahía de Cartagena que muestran con preocupación el estado actual y el grado de contaminación que tiene esta, sin embargo sigue siendo importante la realización de estas modelaciones y estudios de monitoreo para mantener actualizada la información referente al comportamiento de los contaminantes en este cuerpo de agua.

## 4. MARCO TEÓRICO<sup>3</sup>

A continuación se indican algunos de los aspectos y teorías más importantes que se deben tener en cuenta para selección adecuada de un modelo de calidad de agua en estuarios o bahías.

### 4.1. HIDRODINÁMICA

La hidrodinámica es el mecanismo de conducción para el transporte de sedimentos, sustancias tóxicas y nutrientes y es fundamental para el movimiento de los contaminantes a través del medio ambiente. Un modelo hidrodinámico puede proporcionar crucial información de sedimentos, tóxicos, y los modelos de la eutrofización, incluyendo la velocidad del agua, los patrones de circulación, la mezcla y la dispersión, la temperatura del agua, y la estratificación de la densidad. Por lo tanto, es necesario tener una buena comprensión de los procesos hidrodinámicos en un sistema de agua, antes de proceder a los estudios de sedimentos, tóxicos, y/o la calidad del agua.

#### 4.1.1. Procesos hidrodinámicos.

Los procesos hidrodinámicos son componentes integrales de los complejos sistemas de aguas superficiales. Los movimientos del agua a diferentes escalas y de los diferentes tipos de manera significativa no sólo afectan a la distribución de la temperatura, los nutrientes y el oxígeno disuelto, sino también la agregación y/o distribución de los sedimentos, los contaminantes, y las algas. La circulación, los fenómenos de ondas, y la mezcla turbulenta son influencias importantes en la distribución de la biota y la productividad de los cuerpos de agua naturales.

#### **Densidad del agua.**

La densidad del agua tiene propiedades físicas únicas. El agua es menos densa en forma de sólido que como un líquido. En consecuencia, el hielo flota sobre el agua. La densidad del agua no disminuye monótonamente con el aumento de las temperaturas. En cambio, el agua tiene su densidad máxima a 4°C. El agua se vuelve menos densa cuando la temperatura aumenta o disminuye de 4°C. Como resultado, un lago en el verano tiende a tener una capa de agua caliente que flota en la parte superior de la más densa, el agua más fría abajo. Por el contrario, en el

---

<sup>3</sup> HIDRODINAMICS AND WATER QUALITY. Modeling rivers, lakes and estuaries. ZHEN-GANG JI



invierno, si la gotas de la superficie del lago están por debajo de  $< 4^{\circ}\text{C}$ , se crea la capa de agua fría que flota en la parte superior de la más densa, más caliente ( $\sim 4^{\circ}\text{C}$ ) por debajo del agua. Además, la relación temperatura-densidad no es lineal. La diferencia de densidad entre 20 y 21  $^{\circ}\text{C}$  es aproximadamente igual a la diferencia de densidad entre 5 y 10  $^{\circ}\text{C}$ .

Además, la densidad del agua es también influenciada significativamente por las concentraciones de salinidad y sedimentos, estas diferencias de densidad entre el agua superficial y el agua del fondo crean las estratificaciones e inhibe la mezcla vertical. Debido a esta relación entre temperatura-densidad, los lagos y estuarios tienden a estratificarse, es decir, se separan en distintas capas verticales.

La densidad del agua es un parámetro fundamental en los estudios de hidrodinámica y de calidad del agua. Los cálculos precisos hidrodinámicos requieren densidades precisas. La densidad ( $\rho$ ) es en gran parte determinada por tres parámetros:

La Temperatura (T).

La Salinidad (S).

La concentración de sedimentos suspendidos totales (C).

La relación entre las cuatro variables  $\rho, T, S$  y  $C$  se puede escribir como:

$$\rho = f(T, S, C)$$

(Ecuación 1)

Y se conoce como la ecuación de estado. La forma real de la función  $f$  establecida empíricamente.

Es conveniente expresar la ecuación de estado en forma diferencial de la siguiente manera:

$$d\rho = \left(\frac{\partial\rho}{\partial T}\right)_{S,C} dT + \left(\frac{\partial\rho}{\partial S}\right)_{T,C} dS + \left(\frac{\partial\rho}{\partial C}\right)_{T,S} dC$$

(Ecuación 2)

En consecuencia, se tiene

$$\rho = \rho_T + \Delta\rho_s + \Delta\rho_c$$

(Ecuación 3)

Donde  $\rho_T$  = densidad del agua pura en función de la temperatura ( $kg/m^3$ ),  $\Delta\rho_S$  = incremento de la densidad debido a la salinidad ( $kg/m^3$ ),  $\Delta\rho_C$  = incremento de la densidad debido a los sedimentos suspendidos totales ( $kg/m^3$ ).

Una variedad de ecuaciones empíricas se han propuesto para describir la densidad del agua pura en función de la temperatura. La presentada por Gill (1982, p. 599) se utiliza comúnmente en el modelo hidrodinámico (por ejemplo, Hamrick, 1992; Cole y Buchak, 1995):

$$\rho_T = 999.842594 + 6.793952 \times 10^{-2}T - 9.095290 \times 10^{-2}T^2 + 1.001685 \times 10^{-4}T^3 - 1.120083 \times 10^{-6}T^4 + 6.536332 \times 10^{-9}T^5$$

(Ecuación 4)

Donde  $T$  = la temperatura del agua ( $^{\circ}C$ ).

El incremento de la densidad del agua debido a la salinidad,  $\Delta\rho_S$ , está dada por (Gill, 1982).

$$\Delta\rho_S = S(0,824493 - 4,0899 * 10^{-3}T + 7,6438 * 10^{-5}T^2 - 8,2467 * 10^{-7}T^3 + 5,3875 * 10^{-9}T^4) + S^{3/2}(-5,72466 * 10^{-3} + 1,0227 * 10^{-4} - 1,6546 * 10^{-6}T^2) + S^2 4.8314 * 10^{-4}$$

(Ecuación 5)

Donde  $S$  = salinidad, ( $kg/m^3$ ).

El total de sedimentos en suspensión,  $C$ , consta de dos partes: los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos disueltos totales (SDT). Ford y Johnson (1986), presentaron la siguiente ecuación para calcular el incremento de la densidad del agua debido a la SST y SDT:

$$\Delta\rho_C = SST \left(1 - \frac{1}{SG}\right) * 10^{-3} + SDT (8.221 * 10^{-4} - 3.87 * 10^{-6} + 4.99 * 10^{-8} * T^2)$$

(Ecuación 6)

Donde, SST = concentración de sólidos suspendidos totales ( $g/m^3$ ), SDT = concentración de sólidos disueltos totales ( $g/m^3$ ),  $SG$  = gravedad específica de los sólidos totales en suspensión (= 2.56).

La  $SG$  es una relación adimensional de la densidad de un líquido (o sólido) a la densidad del agua pura. Como regla general, un incremento de la densidad del

agua por una décima parte del uno por ciento (0,1%) necesita de una disminución de  $\sim 5^{\circ}\text{C}$  o un incremento del  $\sim 1,2$  ppt de salinidad, es decir, los cambios de 1 ppt de salinidad tiene un efecto similar en la variación de la densidad del agua como el cambio de  $4^{\circ}\text{C}$  de la temperatura.

Debido a las pequeñas variaciones en la densidad del agua, puede ser necesario conocer la densidad de al menos cinco cifras decimales, en algunos estudios de modelación. Una variable, llamado sigma-t ( $\sigma_t$ ), se define como:

$$\sigma_t = \rho - 1000$$

(Ecuación 7)

Tanto  $\rho$  y  $\sigma_t$  tienen unidades de kilogramos por metro cúbico ( $\text{Kg}/\text{m}^3$ ),. Al estudiar la variación de la densidad y la estratificación vertical, a veces es más conveniente presentar  $\sigma_t$  que presenta directamente la densidad.

### Leyes de conservación.

Las leyes de conservación que rigen los procesos hidrodinámicos incluyen:

1. La conservación de la masa.
2. La conservación de la energía y,
3. La conservación de momentum.

Estas tres leyes de conservación forman la base teórica de la hidrodinámica y se utilizan rutinariamente en los estudios hidrodinámicos y de la calidad de agua. Mientras que las ecuaciones básicas de los modelos hidrodinámicos frecuentemente son manipuladas, simplificadas, y renombradas, todas ellas proceden de las mismas leyes de conservación. La conservación de la masa y la conservación del momentum se discuten a continuación.

### Conservación de la masa.

La ley de la conservación de la masa establece que la masa no se crea ni se destruye. A menudo se expresa en una ecuación de balance de masa (también llamada ecuación de continuidad), que representa el flujo de la masa que entra en un área definida y el flujo de la masa que sale del área definida. Para un fluido incompresible (que es una descripción muy exacta de las aguas superficiales) en un área definida, el flujo de agua en él debe ser igual al de flujo.

$$\text{Acumulación de masa} = \text{Masa dentro} - \text{Masa fuera} + \text{Fuente} - \text{Hundimiento}.$$

(Ecuación 8)

En hidrodinámica, la ecuación para la conservación de la masa es con frecuencia ilustrada y aplicada a la columna de agua. Una columna de agua es una parte de un cuerpo de agua, o hipotéticamente un "cilindro" de un cuerpo de agua, que se extiende desde la superficie de un cuerpo de agua hasta el fondo. Se trata de una columna imaginaria vertical de agua que se utiliza como un control de volumen para fines de cálculo. Un volumen de control es un dominio espacial para el análisis separado del resto del dominio espacial de un límite definido. Las variables pueden entrar y salir de este volumen y se almacenan dentro de ella, pero su forma y posición en el espacio permanecen sin cambios. Para una columna de agua dada, el flujo de entrada menos el de salida debe ser igual a la variación del volumen con el tiempo, la Ecuación 8 puede ser expresada como:

$$d_m = (m_{in} - m_{out} + m_r) * dt$$

(Ecuación 9)

Donde  $d_m$  = acumulación de masas,  $m_{in}$  = la tasa de masa en el fluido,  $m_{out}$  = la tasa de masa fuera del fluido,  $m_r$  = la tasa neta de producción de todas las fuentes y condiciones de decaimiento, y  $dt$  = incremento de tiempo.

Para desarrollar una ecuación en términos de flujo de masa (la velocidad a la que la masa entra o sale de una columna de agua), la ecuación 9 se divide por el incremento de tiempo,  $dt$ . Se da la ecuación de balance de masa siguiente para el agua (o un contaminante en particular):

$$\frac{dm}{dt} = \frac{\partial m}{\partial t} + \nabla * (m\vec{v}) = m_{in} - m_{out} + m_r$$

(Ecuación 10)

Si otros compuestos reaccionan para formar este contaminante, la tasa neta de la producción  $m_r$ , será positivo. Si este contaminante reacciona para formar otros compuestos, lo que resulta en una pérdida de este contaminante,  $m_r$ , va a ser negativo. La (Ecuación 10) es la ecuación básica para la conservación de la masa y se utiliza ampliamente en estudios de calidad del agua y la hidrodinámica.

Si un contaminante aumenta en un cuerpo de agua (por ejemplo, en un lago), debe ser debido a uno (o ambos) de las siguientes razones:

1. Hay fuentes externas que se descargan en el lago.
2. En el lago hay reacciones químicas/biológicas que forman otros compuestos y a su vez se crea este contaminante.

Si las reacciones químicas/biológicas causantes del aumento de la contaminación, ellas también deben causar una disminución correspondiente en algunos otros compuestos. Así, la conservación de la masa, tal como se expresa en la (Ecuación. 10), proporciona un medio para recopilar un presupuesto de contaminantes en el lago. "Este presupuesto registra la cantidad del contaminante que entran en el lago, que dejan el lago, y la cantidad formada o destruidas por reacciones químicas y biológicas.

Cuando las reacciones y el influente/afluente son descuidados, la ecuación diferencial para la conservación de la masa puede ser derivada de la (Ecuación 10), como:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla * (\rho \vec{v}) = 0$$

(Ecuación 11)

Donde  $\rho$  = densidad del agua,  $\vec{v}$  = vector de velocidad, y  $\nabla$  = operador gradiente. La (Ecuación 11) también se llama la ecuación de continuidad. Para flujo incompresible  $\frac{d\rho}{dt} = 0$ , la ecuación de continuidad se reduce a:

$$\nabla * \vec{v} = 0$$

(Ecuación 12)

Esto significa que la tasa neta de flujo de masa a través de cualquier superficie cerrada es cero. En virtud de las coordenadas cartesianas, se tiene la (Ecuación 12):

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

(Ecuación 13)

Donde  $u, v$  y  $w$  son componentes de la velocidad en dirección  $x, y,$  y  $z,$  respectivamente.

### Conservación de Momentum.

La conservación del momento se puede derivar de la segunda ley de Newton:

$$\vec{F} = m * \vec{a}$$

(Ecuación 14)

Donde  $\vec{F}$  = fuerza externa,  $m$  = masa del objeto, y  $\vec{a}$  = aceleración del objeto. Además de las fuerzas externas (por ejemplo, el viento), hay tres fuerzas importantes a la hidrodinámica:

1. La fuerza gravitacional.
2. La fuerza de gradiente de presión de agua.
3. Fuerza viscosa.

La fuerza de la gravedad se debe a la atracción gravitatoria de la Tierra. El gradiente de presión de agua es causado por el gradiente de presión en un cuerpo de agua. La fuerza viscosa es debido a la viscosidad del agua y la mezcla turbulenta. Por lo tanto, la ecuación de momento se indica en la (Ecuación 14) que puede ser expresada como:

$$\rho \frac{d\vec{v}}{dt} = \frac{\partial \rho \vec{v}}{\partial t} + \nabla * (\rho \vec{v} \vec{v}) = \rho \vec{g} - \nabla p + \vec{f}_{vis}$$

(Ecuación 15)

Donde  $\vec{f}_{vis}$  = fuerza viscosa,  $p$  = presión del agua,  $\vec{g}$  = fuerza de la gravedad,  $\rho$  = densidad del agua, y  $\nabla$  = operador de gradiente.

La (Ecuación 15) no incluye la fuerza del viento, que pueden ser incorporados como condiciones de límite. En el que signo negativo del gradiente de presión es para indicar que la fuerza del gradiente de presión está dirigida en sentido opuesto a la pendiente. Para un fluido newtoniano incompresible, la fuerza viscosa se puede expresar como:

$$\vec{f}_{vis} = \nabla * \vec{\tau} = \mu \nabla^2 \vec{v}$$

(Ecuación 16)

Donde  $\vec{\tau}$  = esfuerzo cortante,  $\mu$  = viscosidad absoluta (o dinámica), que se supone constante, y  $\nabla^2$  = el operador Laplaciano

Un fluido newtoniano es aquel en el que el esfuerzo es linealmente proporcional a la velocidad de deformación. Los líquidos más comunes son newtonianos, como el agua, el aire y la gasolina. Sin embargo, algunos fluidos tienen una relación no lineal entre la tensión y la velocidad de deformación. Estos líquidos son llamados no newtonianos.

Ejemplos de fluidos no newtonianos son la pasta de dientes y la mantequilla. En coordenadas cartesianas, se tiene el esfuerzo cortante de agua:

$$\tau_{xy} = \mu \frac{dv}{dx}$$

(Ecuación 17)

$$\tau_{yx} = \mu \frac{du}{dy}$$

(Ecuación 18)

Donde  $\mu$  = componente de la velocidad en la dirección  $x$  y  $v$  = componente de la velocidad en la dirección  $y$ .

He aquí una doble notación de subíndice que se utiliza para etiquetar las componentes del esfuerzo cortante ( $\tau_{xy}$  y  $\tau_{yx}$ ). Por ejemplo, el primer subíndice de  $\tau_{xy}$  indica el plano en el que el esfuerzo actúa (en este caso, una superficie perpendicular al eje  $x$ ). El segundo subíndice indica la dirección en que actúa el esfuerzo.

Al considerar la rotación de la tierra y las fuerzas externas, la (Ecuación 15) se cambia a:

$$\frac{d\vec{v}}{dt} = \frac{\partial \vec{v}}{\partial t} + \nabla * (\vec{v}\vec{v}) = \vec{g} - \frac{1}{\rho} \nabla p + \nu \nabla^2 \vec{v} - 2\vec{\Omega} * \vec{v} + \vec{F}_{fr}$$

(Ecuación 19)

Donde  $\vec{\Omega}$  = velocidad angular de la tierra,  $\vec{F}_{fr}$  = fuerzas externas, y  $\nu = \frac{\mu}{\rho}$  = viscosidad cinemática.

La velocidad angular de la tierra,  $\vec{\Omega}$  está relacionado con el parámetro de Coriolis,  $f$ , por el texto siguiente

$$f = 2\vec{\Omega} \text{sen}\varphi$$

(Ecuación 20)

Donde  $\vec{\Omega}$  = la magnitud de la velocidad angular de la tierra  $\vec{\Omega} = 7.292 * 10^{-5} \text{s}^{-1}$  y  $\varphi$  = la latitud.

La ecuación (1.2.19) es la ecuación de Navier-Stokes, válido para fluidos Newtonianos incompresibles. El significado de cada término de la (ecuación 19) son:

1. El término de aceleración,  $d\vec{v}/dt$ , se compone de la tasa local de cambio debido a la variación en el tiempo ( $\partial \vec{v} / \partial t$ ), más la tasa de cambio debido a la advección del flujo [ $\nabla * (\vec{v}\vec{v})$ ]. Este término es la aceleración,  $\vec{a} = \vec{F}/m$ , dada por la (Ecuación 14). Los términos en el lado derecho de la (Ecuación 19) son todas las fuerzas que causan esta aceleración. Uno de los objetivos más importantes en los estudios de hidrodinámica es averiguar cómo las corrientes cambian con el tiempo, especificadas por este término.

2. La fuerza de la gravedad  $\vec{g}$ , actúa hacia el centro de la tierra.
3. El término del gradiente de presión,  $-1/\rho \nabla p$ , representa los efectos de la variación espacial de la presión del agua. Los gradientes de presión hacen que el movimiento del agua se produzca. Los dos factores que contribuyen a los gradientes de presión son la superficie del agua con pendiente plana (el componente barotrópico) y los cambios en la densidad (el componente baroclínica).
4. El término viscoso  $\nu \nabla^2 \vec{v}$ , incluye los efectos de la viscosidad del agua. Este término también puede ser modificado para representar la mezcla turbulenta.
5. El término fuerza de Coriolis,  $-2\vec{\Omega} * \vec{v}$ , representa el efecto de la rotación de la tierra en el movimiento del agua. Esto es significativo sólo cuando los cuerpos de agua estudiados son grandes.
6. El término fuerza externa,  $\vec{F}_{fr}$ , se utiliza a menudo para incluir a las fuerzas del viento.

#### 4.1.1.3. Advección y dispersión.

Cuando una carga contaminante se descarga en un cuerpo de agua, está sujeta a los procesos de destino y el transporte que modifican la concentración de contaminantes. Los principales factores que determinan la concentración de contaminantes son el transporte hidrodinámico y las reacciones químicas/biológicas.

Las reacciones químicas/biológicas desempeñan un papel importante en el destino de un contaminante en el medio ambiente. Un aspecto igualmente importante es el transporte hidrodinámico de los contaminantes. El transporte hidrodinámico actúa para mover los contaminantes del lugar en el que se generan, lo que resulta en impactos que pueden ser distantes de la fuente de contaminación. Por otro lado, algunos contaminantes, tales como descargas de aguas residuales, pueden ser degradados en el agua que los recibe, si son lo suficientemente diluidos. De estos contaminantes, la velocidad lenta del agua ambiental y la mezcla débil puede dar lugar a concentraciones de contaminantes excesivamente altas y conducir a un aumento de los impactos adversos sobre el medio ambiente.

El transporte hidrodinámico incluye los siguientes procesos: (1) advección, (2) dispersión, y (3) la mezcla vertical y la convección. El material en los sistemas de agua pueden ser transportadas por uno o todos estos procesos. En conjunto, estos tres procesos se conocen como transporte hidrodinámico. Ambos, el transporte horizontal y vertical deben ser considerados, ya que por los campos de



flujo con una topografía espacial compleja, el transporte de material suele ser de tres dimensiones.

La advección se refiere al transporte horizontal por los flujos que mueven las manchas de material alrededor, pero no distorsionan significativamente o se diluyen. En ríos y estuarios, la advección a menudo representa el proceso de transporte primario de contaminantes en la dirección longitudinal. La advección lateral a lo largo de un río suele ser pequeña. En un canal recto (Ilustración 1), el perfil de velocidad indica que la advección máxima se produce en medio del canal y que la advección mínima ocurre cerca de las orillas. Las diferencias de velocidad lateral hacen que el flujo en el centro del río se mueva más rápido que el flujo de cerca de las orillas. Esta variación lateral promueve la dispersión a través del río. En contraste con la advección, la convección se refiere al transporte vertical de agua y contaminantes. La convección en los ríos, lagos, estuarios suele ser muy pequeña.

La dispersión es la difusión horizontal y la mezcla de masa de agua causada por la difusión de la mezcla turbulenta y molecular. La dispersión reduce el gradiente de concentración de material. Este proceso implica no sólo un intercambio de masa de agua, sino también de cualquier sustancia disuelta en ella, como la salinidad y los contaminantes disueltos. Por lo tanto, además de las variables hidrodinámicas, como la temperatura y la salinidad, los procesos de dispersión son también de importancia para la distribución de los sedimentos, sustancias tóxicas y nutrientes en los cuerpos de agua. La dispersión en la dirección del flujo de agua se denomina dispersión longitudinal. Perpendicular a la dispersión de la dirección del flujo se conoce como dispersión lateral. La dispersión longitudinal es en general mucho más fuerte que la dispersión lateral de los ríos.

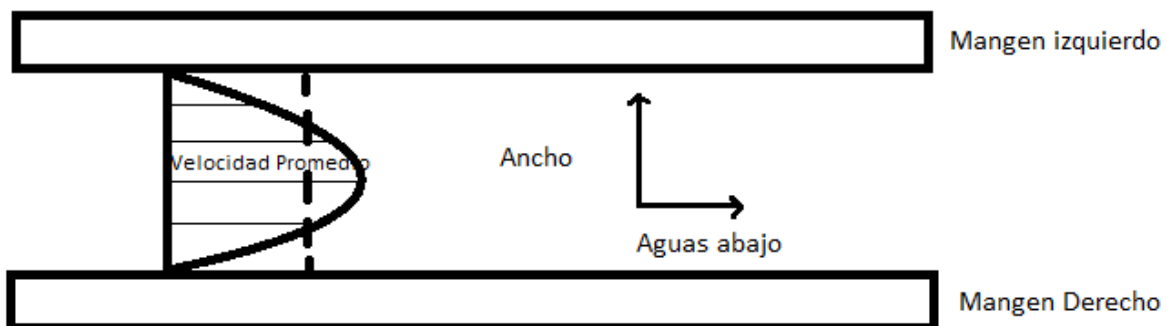


Ilustración 1. Perfil de velocidad de un canal.

La mezcla turbulenta es a menudo el componente dominante de la dispersión en ríos, lagos y estuarios, y es mucho más rápida que la difusión molecular. La mezcla turbulenta es el resultado del intercambio de momento entre las parcelas de agua en un flujo turbulento. Los componentes químicos o biológicos se propagan en varias direcciones dependiendo de las características del flujo. La difusión es un proceso de transporte a nivel microscópico, debido a la dispersión de las partículas de los movimientos moleculares aleatorios. La difusión es el movimiento de material de un área de alta a un área de baja concentración, debido a los gradientes de concentración. Si una gota de colorante es depositada en una botella con agua sin gas, el colorante se extenderá en el agua. Con el tiempo, la botella contendrá agua de color uniforme. La razón es que el tinte tiende a moverse de mayor concentración a menor concentración, así como las transferencias de calor de alta temperatura a una temperatura más baja. La difusión molecular ocurre mucho más lentamente y por lo tanto es importante sólo a una escala muy pequeña, como en el fondo de un lago. La difusión puede ser descrita por la ley de Fick y la ecuación de difusión clásica.

La advección y la dispersión son los principales procesos por los cuales los materiales disueltos son transportados y distribuidos a lo largo de un río o un estuario de la Ilustración 1, cuando el agua fluye a lo largo del río, transporta materiales disueltos con ella a través de advección. Esto lleva a un transporte neto de los materiales disueltos en zonas de alta concentración a áreas de baja concentración a través de la dispersión. Por lo tanto, el transporte horizontal de materiales consta de dos componentes (1) flujo advectivo y (2) flujo dispersivo.

Ambos flujos se definen como la masa de la concentración de cruce de una unidad de área por unidad de tiempo, con unidades de masa (Tiempo Longitud<sup>2</sup>) ( $M/T/L^2$ ). La convención de unidades son:  $M$  para la unidad de masa,  $L$  para las unidades de longitud, y la  $T$  de unidades de tiempo. El movimiento de la masa de contaminantes debido al flujo de advección se encuentra en la misma dirección que el flujo de fluido, mientras el flujo dispersivo mueve la masa de áreas de alta concentración a áreas de baja concentración. La densidad de flujo advectivo ( $\vec{J}_a$ ) depende de la concentración ( $C$ ) y la velocidad de flujo ( $\vec{v}$ ).

$$\vec{J}_a = C\vec{v}$$

(Ecuación 21)

Sobre el flujo dispersivo, los estados de la ley de Fick establecen que la tasa de movimiento de masas resultantes de difusión molecular es inversamente proporcional al gradiente de concentración de la masa:

$$J = -D \frac{dc}{dx}$$

(Ecuación 22)

Donde  $J$  = la masa de densidad de flujo de dispersión ( $M/L^2/T$ ),  $C$  = la concentración de masa en el agua ( $M/L^3$ ),  $D$  = coeficiente de difusión ( $L^2/T$ ) y  $x$  = la distancia ( $L$ ).

El signo negativo indica que la masa de la difusión de los flujos está en dirección de la disminución de la concentración. La (Ecuación 22) establece, en términos simples, que la masa se mueve naturalmente de las áreas de alta concentración a las zonas de concentración baja, y que la tasa de ese movimiento es mayor cuando el mayor cambio en la concentración se produce en la distancia más corta, es decir, cuanto mayor es el gradiente de concentración, mayor será la densidad de flujo de masa.

El flujo de masa total a través de una frontera se puede calcular como:

$$\frac{dm}{dt} = (J_a + J)A$$

(Ecuación 23)

Donde  $m$  = masa,  $J_a$  = la magnitud del flujo advectivo  $\vec{J}_a$  ( $M/L^2/T$ ), y  $A$  = área de la frontera perpendicular a la dirección del flujo.

En la mayoría de los cuerpos de agua natural, el flujo advectivo ( $J_a$ ) es mayor que el flujo dispersivo ( $J$ ). Cuando la velocidad del flujo es muy pequeña, el flujo de advección se hace pequeño y se puede despreciar. La conservación de la masa descrita por la (Ecuación 10) se puede simplificar como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial J}{\partial x}$$

(Ecuación 24)

Combinando las (Ecuaciones 22 y 24) se tiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 J}{\partial x^2}$$

(Ecuación 25)

La anterior es la ecuación de difusión clásica de la ley de Fick. Su solución necesita una condición inicial y dos condiciones de borde. Dos soluciones simples a la ley de Fick se describen a continuación.

Liberación constante. Este caso tiene lo siguiente:

Condición inicial:  $C(x, 0) = 0$  (Ecuación 26)

Condición de frontera:  $C(0, t) = C_0$  (Ecuación 27)

$$C(\infty, t) = 0 \text{ (Ecuación 28)}$$

#### 4.1.1.4. Ecuación de balance de masa.

Con base en el principio de conservación de la masa, el cambio de concentración de un reactivo se puede calcular utilizando la (Ecuación 10) de balance de masa, que es simplemente un informe de las entradas de masas, las salidas, las reacciones, y el cambio neto. Su forma 1D se puede simplificar como (Ji, 2000a):

Ecuación 29

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + \left( D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) + S + R + Q$$

Diagrama de anotaciones para la Ecuación 29:

- Una flecha azul apunta desde "Cambio neto de la concentración" hacia  $\frac{\partial C}{\partial t}$ .
- Una flecha azul apunta desde "advección" hacia  $-U \frac{\partial C}{\partial x}$ .
- Una flecha azul apunta desde "dispersión" hacia  $\left( D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right)$ .
- Una flecha azul apunta desde "asentamiento" hacia  $S$ .
- Una flecha azul apunta desde "reactividad" hacia  $R$ .
- Una flecha azul apunta desde "carga" hacia  $Q$ .

Donde  $C$  = concentración del reactivo,  $t$  = tiempo,  $x$  = distancia,  $U$  = velocidad de advección en dirección  $x$ ,  $D$  = coeficiente de mezcla y dispersión,  $S$  = fuentes y hundimiento debido a la sedimentación y resuspensión,  $R$  = reactividad de procesos químicos y biológicos y  $Q$  = cargas externas al sistema acuático de fuentes puntuales y no puntuales.

La (Ecuación 29) indica que la variación neta de los contaminantes en el agua implican cinco procesos principales:

1. El término de advección representa las entradas de masas y salidas por la corriente de agua y especifica el movimiento del contaminante con las aguas como es el flujo aguas abajo.
2. El término dispersión describe la propagación de la contaminación que se produce debido a la difusión de la mezcla turbulenta y molecular.
3. El término sedimentación representa la solución para resolver la partícula y la resuspensión del lecho.
4. El término reactividad se refiere a la reactividad de procesos químicos y / o biológicos que tienen lugar dentro de la columna de agua.
5. El término carga indica la carga de fuentes externas.

#### **4.1.1.5. Forzamiento atmosférico.**

La descripción de un sistema de agua superficial es generalmente basada en la identificación y la comprensión de los forzamientos externos al sistema. Las aguas superficiales están sujetos a los forzamientos en un amplio rango de períodos, que van desde la hora a las variaciones estacionales. Las principales fuerzas externas a las aguas superficiales incluyen (1) forzamientos atmosféricos (2) las fuentes puntuales y difusas, y (3) forzamientos de fronteras abiertas.

Principales forzamientos atmosféricos incluyen (1) el viento, (2) la temperatura del aire, (3) la radiación solar, y (4) de precipitación. Además, la humedad atmosférica, la nubosidad, y la presión atmosférica también puede afectar a un sistema de agua superficial a través de la evaporación y la transferencia de flujo de calor en la interface aire-agua.

El viento suele ser una fuente importante de energía en los grandes lagos, aguas costeras y algunos estuarios algunos. El viento ejerce una carga sobre la superficie del agua y tira objetos flotantes en la dirección del viento. La fuerza de Coriolis puede desviar el movimiento de los objetos flotantes. Las corrientes de vientos impulsadas son un mecanismo importante en el transporte y la distribución de los contaminantes que flotan, como el petróleo derramado.

Si la distancia a la que sopla el viento y la duración del viento son suficientes, el viento impulsado por las corrientes superficiales pueden acercarse a una velocidad igual a 2-4% de la velocidad del viento. Pero, dadas las longitudes de aguas abiertas en la mayoría de los ríos, lagos y estuarios, es probable que la velocidad de la corriente resultante sea menor que esta magnitud. Por ejemplo, las corrientes en un estuario estrecho puede ser predominantemente de las mareas y el viento tiene un mínimo impacto en el flujo en un largo plazo. Por otro lado, si el estuario es muy amplio, el esfuerzo del viento puede generar corrientes de considerable importancia. El viento puede modificar la circulación y se convierten en una fuerza importante en varias ocasiones, pero el viento no puede ser responsable de la circulación media durante largos períodos de tiempo.

Los vientos varían en diferentes escalas de tiempo, incluyendo las variaciones diurnas (Sealand viento), la escala de tiempo de los sistemas meteorológicos (unos días), y el cambio estacional en los vientos predominantes. La brisa marítima-terrestre es un fenómeno causado por la capacidad de calor entre la tierra y diferentes cuerpos de agua de gran tamaño (por ejemplo, los océanos y grandes lagos). El agua superficial puede responder a un esfuerzo del viento aplicada a las pocas horas y el cese del viento es sobre el mismo período de tiempo. El esfuerzo del viento puede generar olas y las mareas altas. Los patrones estacionales del tiempo en un área en particular pueden generar patrones persistentes de circulación en un sistema de agua particular.

Los vientos fuertes también pueden causar mareas de tempestad en la superficie del agua. La marea de tempestad es el fenómeno donde el agua es empujada hacia la costa por los vientos, las oleadas de las tormentas pueden causar grandes fluctuaciones del nivel del agua, que puede tener efectos devastadores en las regiones bajas costeras tanto locales como remotas.

La temperatura del aire afecta a las aguas superficiales a través de flujo de calor de evaporación y el intercambio entre el aire y el agua. Las diferencias de temperatura entre el aire y el agua influyen fuertemente en el intercambio de flujo de calor y la humedad entre las dos.

La radiación solar es a menudo el componente de flujo de calor más importante que actúa como una fuente de calor a un cuerpo de agua. La precipitación generalmente se considera como una entrada de agua dulce a un cuerpo de agua.

Para aguas costeras, la presión atmosférica afecta el nivel de mar por " el efecto de barómetro inverso " que la presión bajo la presión atmosférica hace que el nivel de mar sea más alta que lo normal (~1 cm/milibar). Este efecto, que coincide con la oleada tormentosa, ondas de viento, y mareas, puede causar inundaciones severas en áreas costeras. Para la mayor parte de ríos, lagos, y estuarios, sin embargo, los impactos hidrodinámicos de cambios de presión atmosféricos son por lo general pequeños.

La fuerza del viento es la fuerza tangencial por unidad de área debido al movimiento horizontal del viento sobre la superficie del agua. Está determinada por la velocidad y dirección del viento, y los factores de la transformación de la velocidad del viento en la fuerza del viento. Este último suele ser descrito por un coeficiente de resistencia y es estimado usando agua y varios parámetros del aire. La velocidad del viento es el parámetro dominante para determinar la fuerza del viento:

$$\tau = C_D \rho_A U^2$$

(Ecuación 29)

Donde  $U$  = la velocidad del viento a 10 m por encima de la superficie del agua ( $m/s$ ),  $\rho_A$  = la densidad del aire ( $kg/m^3$ ),  $C_D$  = el coeficiente de la fuerza del viento, adimensional, y  $\tau$  = la fuerza del viento ( $N/m^2$ ).

La densidad del aire varía con la temperatura, presión y humedad, con valores típicos entre 1,2 - 1,3  $kg/m^3$ . El coeficiente de la fuerza del viento,  $C_D$ , por lo general aumenta con la velocidad del viento. Hick (1972) encontró que  $C_D$  = es igual a  $1,0 \times 10^{-3}$  para la velocidad de viento de hasta 5 m / s, y aumenta de forma lineal a  $1,5 \times 10^{-3}$  para la velocidad del viento de 15  $m/s$ . La velocidad del viento entre 6 y 22  $m/s$ , Smith (1980) sugiere:

$$C_D = (0.61 + 0.063 * U) * 10^{-3}$$

(Ecuación 30)

Hamrick (1992) utiliza la siguiente fórmula para calcular la fuerza del viento en los modelos hidrodinámicos:

$$\tau_x = 1.2 * 10^{-6}(0.8 + 0.065U) * U * u$$

(Ecuación 31)

$$\tau_y = 1.2 * 10^{-6}(0.8 + 0.065U) * U * v$$

(Ecuación 32)

Donde  $\tau_x$  = la fuerza del viento en la dirección  $x$  ( $N/m^2$ ),  $\tau_y$  = esfuerzo del viento en la dirección  $y$  ( $N/m^2$ ),  $u$  = velocidad del viento en la dirección  $x$  ( $m/s$ ) y  $v$  = velocidad del viento en la dirección  $y$  ( $m/s$ ).

Para los cuerpos de agua poco profundos (menos de unos pocos metros), las ondas de agua no son capaces de desarrollarse plenamente y la superficie del agua es más suave. Hicks et al. (1974) demostró que en tales condiciones, el  $C_D$  sigue siendo cerca de  $1,0 \times 10^{-3}$  para todas las velocidades del viento. Fischer et al. (1979) informó de que la estabilidad de la columna de aire también tiene una fuerte influencia en el valor de los  $C_D$ . Los vientos cálidos que soplan sobre un cuerpo de agua fría son estabilizados por la diferencia de temperatura, que a su vez resulta en una menor fricción. El valor de los  $C_D$  se puede reducir hasta en un 40% en condiciones estables y aumentado de manera similar hasta en un 40% de los flujos de aire muy inestable.

#### 4.1.1.6. Fuerza De Coriolis Y Flujo Geostrófico.

El término fuerza de Coriolis, representa los efectos de la rotación de la tierra. Fue descrita por primera vez en el siglo XIX por el ingeniero matemático francés Gustave-Gaspard Coriolis en 1835. La fuerza de Coriolis es importante sólo cuando la escala espacial de la zona de estudio es muy grande, como los Grandes Lagos y Bahías. En los estudios de hidrodinámica, el parámetro de Coriolis,  $f = 2\Omega \sin\phi$ , puede ser tratado como una constante y su variación con la latitud ( $\phi$ ) es a menudo insignificante.

La fuerza de Coriolis: (1) se hace evidente en los cuerpos de agua debido a la gran rotación de la Tierra, (2) desvía el movimiento hacia la derecha (izquierda) en el Norte (Sur) del hemisferio, (3) permite el flujo geostrófico, y (4) conduce a la inercia oscilaciones. Debido a la fuerza de Coriolis, los objetos en movimiento se desvían unos grados a la derecha en el hemisferio norte y a la izquierda en el hemisferio sur. En los estuarios suficientemente amplios como para ser afectados por esta fuerza, el efecto es desviar el flujo hacia el mar (flujo de agua dulce) en el lado derecho (mirando hacia el mar) del estuario y para desviar el flujo hacia la tierra (el flujo de agua de mar) a la izquierda. Si el efecto es fuerte, el flujo neto promedio en el tiempo puede producir una circulación secundaria, con un flujo de agua dulce hacia el mar persistente a lo largo de la margen derecha y un flujo hacia la tierra del agua de mar a lo largo de la orilla izquierda.

Cuando las fuerzas de fricción se desprecian, el flujo en estado estacionario es determinado por el equilibrio entre la fuerza del gradiente de presión y la fuerza de Coriolis. La ecuación  $f = 2\Omega \sin\phi$  se puede simplificar a:

$$2\vec{\Omega} * \vec{v} = -\frac{1}{\rho} \nabla p$$

(Ecuación 33)

En coordenadas cartesianas, se tiene

$$-fv = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x}$$

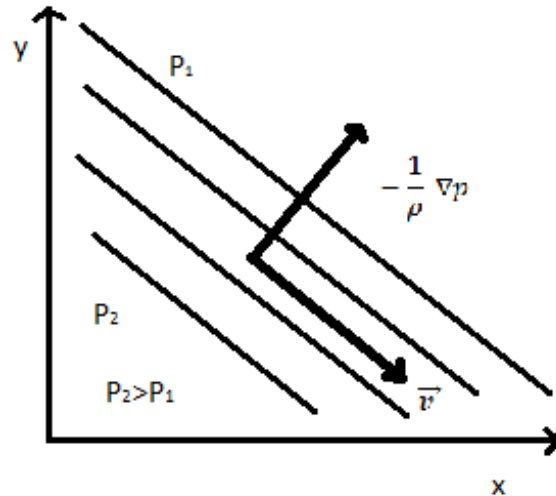
(Ecuación 34)

$$fu = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x}$$

(Ecuación 35)

Este equilibrio se conoce como flujo geostrófico. Como se muestra en la (Ilustración 2), las partículas se mueven en el flujo geostrófico a lo largo de las líneas de presión constante, con una gran presión sobre su derecha (izquierda) en el Norte (Sur) del Hemisferio (mirando en la dirección del flujo).





**Ilustración 2. Gradiente de presión y flujo geostrófico.**

El flujo geostrófico se puede calcular a partir de estas ecuaciones utilizando el gradiente de presión integrando la ecuación hidrostática,

$$\rho g = - \frac{\partial p}{\partial z}$$

(Ecuación 36)

Que a su vez utiliza la densidad para calcular la temperatura y la salinidad.

La ecuación  $f = 2\Omega \sin\varphi$  también se puede simplificar para describir las oscilaciones inerciales:

$$\frac{\partial u}{\partial t} - fv = 0$$

(Ecuación 37)

$$\frac{\partial v}{\partial t} + fu = 0$$

(Ecuación 38)

Estas ecuaciones de momento tiene la siguiente solución:

$$u = A \sin ft$$

(Ecuación 39)

$$v = A \cos ft$$

(Ecuación 40)

Las ecuaciones 39 y 40 indican que las oscilaciones inerciales con la amplitud  $A$  tiene el vector de rotación actual girando en el sentido de las agujas del reloj con el período inercial de:

$$T_f = \frac{2\pi}{f}$$

(Ecuación 41)

El período inercial  $T_f$  es frecuentemente dominante en observaciones actuales en el interior de las grandes cuencas.  $T_f$  es igual a 18,6 h a 40° N.

#### 4.1.2. Ecuaciones que gobiernan

A continuación se describirán las ecuaciones que rigen en los modelos hidrodinámicos.

##### 4.1.2.1. Aproximaciones básicas

La conservación del momento, masa y energía se establecen como los principios fundamentales necesarios para el desarrollo de modelos hidrodinámicos. Incluso con los ordenadores avanzados, estas ecuaciones de conservación son demasiado complejos para ser resueltos numéricamente para grandes dominios durante largos períodos de tiempo. Por lo tanto, necesitan ser simplificadas. Las ecuaciones utilizadas ampliamente en los estudios de sistemas de aguas superficiales son; (1) aproximación de Boussinesq, (2) aproximación hidrostática, y (3) la aproximación cuasi-3D. Estas aproximaciones se utilizan comúnmente en el desarrollo y aplicación de modelos hidrodinámicos. Es esencial para mantener estas aproximaciones en cuenta a la hora de aplicar modelos para resolver problemas prácticos.

Una aproximación ampliamente utilizada en los estudios de los ríos, lagos, estuarios y aguas costeras es la aproximación de las llamadas aguas poco profundas. El agua poco profunda (o de onda larga) supone que las escalas

horizontales son mucho mayores que la profundidad del agua. Cuando la profundidad del agua es mucho menor que la longitud de onda, esto es.

$$H \ll \frac{1}{k} = \frac{1}{2\pi/L}$$

(Ecuación 42)

Donde  $H$  = profundidad del agua,  $k$  = número de onda, y  $L$  = longitud de onda. Bajo la aproximación de aguas poco profundas, la gravedad superficial de velocidad de la onda,  $c$ , sólo depende de la profundidad del agua y tiene la forma de

$$c = \sqrt{gH}$$

(Ecuación 43)

En este caso, la onda es no dispersiva y la velocidad de la onda no depende del número de onda ( $k = 2\pi / L$ ). Del mismo modo, la aproximación de aguas poco profundas en movimientos hidrodinámicos en escala horizontal,  $L$ , es mucho mayor que la escala vertical del movimiento,  $H$ , es decir,

$$\frac{H}{L} \ll 1$$

(Ecuación 44)

Esta aproximación se justifica por la mayoría de los procesos hidrodinámicos en los ríos, lagos, estuarios y aguas costeras. La aproximación de aguas poco profundas, a menudo se supone que es válida cuando  $H / L \leq 0,05$ . La aproximación de Boussinesq, la aproximación hidrostática, y la aproximación cuasi-3D representan diferentes aspectos de un sistema de aguas poco profundas.

#### 4.1.2.2. Ecuaciones en coordenadas cartesianas.

Con base en la ecuación de Navier-Stokes, las ecuaciones que rigen en las coordenadas cartesianas son 1D y 2D. A demás de esto se incluye la coordenada sigma, ecuaciones que rigen en 3D con las coordenadas cartesianas en el plano horizontal y la coordenada sigma en la vertical.

Los cuerpos de agua naturales son todos tridimensionales. La hidrodinámica y las variables de calidad del agua en estos sistemas tienen variaciones espaciales en la longitud, anchura y profundidad. Hay casos en los que una simplificación de las ecuaciones que gobiernan es permisible. Las ecuaciones pertinentes se pueden reducir de 3D a 2D o 1D. Incluso una reducción de dimensionalidad trae como

resultado un ahorro en el desarrollo del modelo, simulación y análisis de costos. Un modelo numérico desarrollado para un cuerpo de agua sólo debe incluir la dimensión (s) en que las variaciones espaciales afectan el análisis de la calidad del agua de manera significativa.

Un modelo numérico se puede:

1. Cero-dimensional (0D).
2. De una dimensión (1D).
3. De dos dimensiones (2D).
4. En tres dimensiones (3D).

Los modelos de Cero-dimensionales suponen un cuerpo de agua bien mezclada y no tienen variaciones espaciales. Un pequeño lago o estanque que se haya mezclado completamente en todas las direcciones es un buen ejemplo. Los modelos Cero-dimensionales calculan las variables de calidad del agua basada en la conservación de la masa. Pueden ser utilizados en las estimaciones preliminares de las condiciones de la calidad del agua en los lagos.

Los modelos unidimensionales simulan el cambio espacial en una sola dimensión, por lo general orientadas en sentido longitudinal a lo largo de un río o un estuario estrecho. Un modelo 1D en la vertical también puede ser aplicable a un pequeño lago, pero bien estratificado. Los modelos bidimensionales tienen en cuenta las variaciones espaciales en sentido lateral y longitudinal (en el plano horizontal) o en sentido vertical y longitudinal (en el plano vertical). Los modelos tridimensionales describen los cambios que se producen en las tres dimensiones espaciales y proporcionan la evaluación más detallada de la distribución de contaminantes.

Un modelo en 3D debe ser fácilmente aplicado a los estudios de 1D y 2D usando sólo modelo en 1D o 2D con pequeños cambios en el modelo 3D. Por ejemplo, con una sola capa en la dimensión vertical, un modelo en 3D se puede reducir a un modelo en 2D y se puede aplicar a poca profundidad, bien mezclados los cuerpos de agua (por ejemplo, Ji et al 2001). Una vez más, con una sola celda en la dirección lateral, el modelo 3D puede reducirse aún más a un modelo 1D y luego se puede aplicar a ríos poco profundos y estrechos (por ejemplo, Ji et al., 2002a).

La eliminación de una dimensión en un modelo numérico implica dejar de lado la variación espacial en esa dimensión. Por ejemplo, el uso de un modelo en 1D en la dirección longitudinal implica pequeñas diferencias en las concentraciones de la media de la sección transversal, tanto lateral como verticalmente. El comportamiento en el transporte del río (o estuario) es estudiado y los objetivos del estudio son los dos principales factores que determinan la dimensionalidad del modelo necesario.

#### 4.1.2.2.1. Las ecuaciones 1D.

El modelo 1D es definido con una coordenada en el espacio, es decir, las variables del modelo del estado se promedian en las otras dos direcciones. El uso del modelo 1D implica que la variación en la dirección perpendicular al canal principal es despreciada o no se calcula. Asume bien mezclado las propiedades en la vertical, velocidad cero a través del canal principal, y así sucesivamente. Estos modelos describen la concentración del flujo y la calidad del agua en la dirección del flujo. Los modelos unidimensionales suelen ser muy adecuadas a los problemas de caudal de los ríos, pero son menos adecuados para problemas en lagos y estuarios. La aplicación más probable es para correr río, es decir, modelar ríos. Este tipo de ríos de flujo libre, poco profundo, con alta velocidad, se caracterizan por tener empinados perfiles hidráulicos. Ellos pueden tener baja presión o presas a lo largo del río.

Después de dejar de lado la fuerza de Coriolis, la ecuación de continuidad 1D y ecuación de momento se puede derivar como:

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial(Hu)}{\partial x} = Q_u$$

(Ecuación 45)

$$\frac{\partial(Hu)}{\partial t} + \frac{\partial(Huu)}{\partial x} = -gH \frac{\partial \eta}{\partial x} - C_B |u|u + \frac{\partial}{\partial x} \left( HA_H \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \tau_x$$

(Ecuación 46)

Donde  $H = h + \eta$  = profundidad total del agua,  $h$  = profundidad de agua en equilibrio,  $\eta$  = desplazamiento de la superficie del equilibrio,  $u$  = velocidad del agua en la dirección  $x$ ,  $|u|u$  = velocidad del agua, y  $Q_H$  = entrada/salida de agua de las fuentes externas,  $C_B$  = coeficiente de resistencia de fondo,  $A_H$  = viscosidad horizontal de remolino,  $g$  = aceleración de la gravedad y  $\tau_x$  = la fuerza del viento en la dirección  $x$ .

En la ecuación 46, el primer término representa la tasa de variación de la fuerza horizontal y el segundo es la advección horizontal del impulso en la dirección  $x$ . El primer término del lado derecho de la ecuación 46, es la fuerza debida al gradiente de presión horizontal. El segundo término del lado derecho es la fuerza debida a la fricción del fondo, y el tercer término en el lado derecho es la dispersión horizontal del impulso en la dirección  $x$ . El último término en el lado derecho es la fuerza del viento.

En los modelos hidrodinámicos, la influencia de la escala subcuadrícula de la mezcla turbulenta se parametriza mediante el coeficiente de remolino horizontal y vertical. La viscosidad de remolino horizontal representa el esfuerzo cortante

interno creado por la transferencia de momento entre las regiones de más rápido y más lento flujo por medio de la mezcla turbulenta. Su valor no puede medirse ni observarse directamente. Esto afecta a las distribuciones de velocidad y deben ser calibrados sobre la base de datos de velocidad medida. En general, cuanto mayor sea su valor, más uniforme será la distribución de velocidad.

La fricción representa la disipación de energía a pequeña escala en el movimiento turbulento. Las fuerzas de fricción retrasan o cambian la dirección del flujo de agua. El término de fricción se incluye en las ecuaciones de momentum para parametrizar la transferencia turbulenta del momento dentro de la columna de agua o entre el agua y las fronteras, como por ejemplo entre la atmósfera y el agua [la fuerza del viento  $\tau_x$ , término de la ecuación 46, o entre el agua y el fondo (el término de  $-C_B \backslash u \backslash u$  en la ecuación 46. El coeficiente de arrastre inferior,  $C_B$ , puede ser un parámetro de variable espacial. Esto representa los efectos de la rugosidad del fondo en las pérdidas de energía en una corriente de agua, además de  $C_B$ , el coeficiente de Manning es otro parámetro comúnmente utilizado para representar a la fricción del fondo. Los dos se pueden unir con la fórmula siguiente (Johnson et al, 1991):

$$C_B = \frac{gn^2}{H^{7/3}}$$

(Ecuación 47)

Donde  $n$ = coeficiente de Manning.

La ecuación de transporte de masa en 1D de una concentración de material es:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uHC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( HA_c \frac{\partial C}{\partial x} \right) + S + R + Q_c$$

(Ecuación 48)

Donde  $C$  = concentración de una forma vertical y lateralmente que constituyen un promedio,  $A_c$  = difusividad de remolino horizontal para el transporte de masas, que a menudo se establece igual a  $A_H$ ,  $S$  = fuentes o sumideros debido a la sedimentación y la resuspensión,  $R$  = reactividad de los procesos químicos y biológicos, y  $Q_c$  = cargas externas al sistema de fuentes puntuales y no puntuales.

#### 4.1.2.2.2. 2D promedio de ecuaciones verticales.

Los Modelos bidimensionales se definen en torno a dos coordenadas espaciales y el modelo de variables de estado son en promedio más de la tercera coordenada espacial restantes. Pueden ser en 2D vertical promedio o 2D lateral promedio.

En cuerpos de agua superficiales, como lagos y estuarios bien mezclados, una estratificación vertical débil permite un acoplamiento por la fuerza del viento en la superficie y en el fondo por la fuerza de fricción. La mezcla vigorosa reduce al mínimo los gradientes verticales de la columna de agua. El transporte físico está dominado por la advección esencialmente uniforme de profundidad horizontal. Estas condiciones permiten que las ecuaciones generales en 3D sean aproximadas a 2D. Los lagos, lagunas y bahías poco profundo y amplio, puede ser bien representado con un promedio de modelos en 2D vertical.

El promedio vertical en 2D de las ecuaciones de la conservación masa y momentun pueden ser expresadas como:

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial(uH)}{\partial x} + \frac{\partial(vH)}{\partial y} = Q$$

(Ecuación 49)

$$\frac{\partial(uH)}{\partial t} + \frac{\partial(u^2H)}{\partial x} + \frac{\partial(uvH)}{\partial y} - fHv = -gH \frac{\partial \eta}{\partial x} - C_B |u|u + \frac{\partial}{\partial x} \left( HA_H \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( HA_H \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \tau_x$$

(Ecuación 50)

$$\frac{\partial(vH)}{\partial t} + \frac{\partial(uvH)}{\partial x} + \frac{\partial(v^2H)}{\partial y} + fHu = -gH \frac{\partial \eta}{\partial y} - C_B |u|v + \frac{\partial}{\partial x} \left( HA_H \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( HA_H \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \tau_y$$

(Ecuación 51)

Donde  $v$  = velocidad en la dirección  $y$ ,  $|u| = \sqrt{u^2 + v^2}$  = velocidad del agua. Y  $\tau_y$ = la fuerza del viento en la dirección  $y$ .

En la ecuación 50, el primer término representa la tasa de variación de la fuerza horizontal, y el segundo y tercer término son la advección horizontal del impulso en las direcciones  $x$  y  $y$ , respectivamente. El cuarto término representa la fuerza de Coriolis. El primer término del lado derecho de la ecuación 50 es la fuerza impuesta por el gradiente de presión horizontal. El segundo término del lado derecho es la fuerza debida a la fricción del fondo, y los términos tercero y cuarto en el lado derecho son la dispersión horizontal del impulso en las direcciones  $x$  y  $y$ , respectivamente. El último término en el lado derecho es la fuerza del viento.

Los términos de la ecuación 51 tienen significados similares a los de la ecuación 50.

La ecuación de transporte de masas es:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uHC)}{\partial x} + \frac{\partial(vHC)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( HA_c \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \left( HA_c \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S + R + Q_c \quad (\text{Ecuación 52})$$

Donde  $C$  = concentración de un componente vertical promedio.

#### 4.1.2.2.3. 2D promedio de ecuaciones laterales.

El otro tipo de modelos en 2D es el modelo lateralmente promediado. En los lagos estrechos y profundos, embalses y estuarios (especialmente los fiordos), los efectos de la estrechez pueden dar lugar a cerca de distribuciones uniformes de las variables hidrodinámicas y de calidad de agua en la dirección lateral. El transporte primario en estos sistemas es la advección longitudinal y la mezcla vertical. Estos sistemas pueden ser bien representados con un modelo promediado lateralmente en 2D.

Al despreciar la fuerza de Coriolis, la ecuación de momentum lateralmente en promedio se puede derivar de la ecuación de Navier-Stokes:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial(uB)}{\partial x} + \frac{\partial(wB)}{\partial z} = Q_H$$

(Ecuación 53)

$$\frac{\partial(uB)}{\partial t} + \frac{\partial(u^2B)}{\partial x} + \frac{\partial(uwB)}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial Bp}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( BA_H \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( BA_v \frac{\partial u}{\partial z} \right) + \tau_x$$

(Ecuación 54)

Donde  $B$  = ancho de agua,  $z$  = coordenadas cartesianas vertical,  $w$  = velocidad vertical,  $p$  = presión del agua, y  $A_v$  = coeficiente de momentum de mezcla vertical turbulenta.

En la ecuación 54 el primer término representa la tasa de variación de la fuerza horizontal, y el segundo y tercer término son la advección horizontal y vertical de la fuerza. El primer término del lado derecho de la ecuación. 54 es la fuerza impuesta por el gradiente de presión horizontal. El segundo término del lado derecho es la dispersión horizontal de momentum, y el tercer término es la



dispersión vertical de momentum debido a la mezcla turbulenta. El último término en el lado derecho es la fuerza del viento.

La ecuación de transporte de masa es

$$\frac{\partial(BC)}{\partial t} + \frac{\partial(uBC)}{\partial x} + \frac{\partial(wBC)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( BA_H \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( BA_b \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S + R + Q$$

(Ecuación 55)

La elevación del agua de superficie libre tiene.

$$\frac{\partial(B_s \eta)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{-h}^{\eta} uBdz - \int_{-h}^{\eta} Q_H Bdz$$

(Ecuación 56)

Donde  $B_s$  = ancho de la superficie del agua,  $-h$  = cota del fondo del agua,  $\eta$  = cota de la superficie del agua,  $Q_H$  = entrada/salida de los límites laterales y  $A_b$  = coeficiente vertical de masa con mezcla turbulenta.

#### 4.1.2.2.4. Ecuaciones 3D en coordenadas sigma.

En las aguas superficiales profundas, la estratificación vertical de la densidad puede suprimir la turbulenta mezcla vertical, dando lugar a importantes variaciones verticales de las variables hidrodinámicas y de calidad del agua. Estos sistemas son más apropiadamente modelados con modelos 3D. Un modelo 3D se define a lo largo de tres coordenadas espaciales (largo, ancho y profundidad), en virtud del cual las variables hidrodinámicas y de calidad del agua varían en las tres coordenadas espaciales. Un modelo 3D es la representación más realista física de un cuerpo de agua, donde las variables de calidad del agua tienen gradientes significativos en las dimensiones longitudinal, lateral y vertical. Los lagos profundos y grandes, embalses, estuarios y aguas costeras comúnmente necesitan una representación en 3D.

En modelos hidrodinámicos, las ecuaciones 3D se escriben a menudo en las coordenadas cartesianas en la dirección horizontal y en una coordenada sigma en la dirección vertical. Por lo tanto, antes de que las ecuaciones se presenten en 3D, es necesario introducir la coordenada sigma.

Coordenada Sigma. Para proporcionar una resolución uniforme en la vertical, una variable de tiempo de mapeo o transformación de estiramiento es deseable. La cartografía o estiramiento viene dada por

$$z = \frac{z^* + h}{\eta + h}$$

(Ecuación 57)

Donde  $z =$  el estiramiento, llamada coordenadas sigma y  $z^* =$  la coordenada vertical física, o la coordenada cartesiana.

La profundidad del agua se divide en el mismo número de capas en la coordenada sigma. La parte inferior se transforma en plano  $z = 0$  y la elevación de la superficie del agua desconocida es exactamente transformada en el plano  $z = 1$ , que se fija en el plano computacional. Con esta transformación, las ecuaciones son modificadas en el  $x - y - z^*$  en los sistemas de coordenadas  $x - y - z$ . La superficie libre con la condición de frontera permite la interfase aire-agua para desarrollarse libremente. Una de las ventajas de coordenadas sigma es que, incluso bajo condiciones libres de superficie límite, la superficie del agua está siempre en  $z = 1$ , que es muy conveniente en la modelación numérica.

La coordenada sigma tiene el mismo número de capas verticales, no importa cuál sea la profundidad de las aguas. El espesor de cada capa vertical para cada celda es variable, ya que el espesor se calcula a partir del número de capas verticales y la profundidad de la columna de agua en cada celda de la cuadrícula.

Ecuaciones 3D en coordenadas sigma. Las ecuaciones de masa y de momentum en 3D son (Hamrick, 1992).

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial Hu}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = Q_H$$

(Ecuación 58)

$$\begin{aligned} \frac{\partial(Hu)}{\partial t} + \frac{\partial(Huu)}{\partial x} + \frac{\partial(Huv)}{\partial y} + \frac{\partial(uw)}{\partial z} - fHv \\ = -H \frac{\partial(p + g\eta)}{\partial x} + \left(-\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial H}{\partial x}\right) \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{A_v}{H} \frac{\partial u}{\partial z}\right) + Q_u \end{aligned}$$

(Ecuación 59)

$$\begin{aligned} \frac{\partial(Hv)}{\partial t} + \frac{\partial(Huv)}{\partial x} + \frac{\partial(Hvv)}{\partial y} + \frac{\partial(vw)}{\partial z} - fHu \\ = -H \frac{\partial(g\eta + p)}{\partial x} + \left(-\frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial H}{\partial y}\right) \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{A_v}{H} \frac{\partial v}{\partial z}\right) + Q_v \end{aligned}$$

(Ecuación 60)

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -gH \frac{(\rho - \rho_0)}{\rho_0} = -gHb$$

(Ecuación 61)

$$(\tau_{xz}, \tau_{yz}) = \frac{A_v}{H} \frac{\partial}{\partial z} (u, v)$$

(Ecuación 62)

Donde  $p$  es la presión hidrostática por el exceso de la columna de agua Columna,  $b$  es la flotabilidad;  $\tau_{xz}$  and  $\tau_{yz}$  esfuerzo cortante vertical en dirección  $x$  y  $y$ .

La profundidad total.  $H = h + \eta$ , es la suma de la profundidad debajo y el desplazamiento libre en relación con el origen físico tranquilo de coordenada vertical,  $z^* = 0$ . La presión  $p$  es la presión física superior a la densidad de referencia la presión hidrostática,  $\rho_0 gH(1 - z)$ , dividida por la densidad de referencia  $\rho_0$ .

$$p = \frac{\rho_0 gH(1 - z)}{\rho_0} = gH(1 - z)$$

(Ecuación 63)

La ecuación de transporte de la temperatura 3D es

$$\frac{\partial(HT)}{\partial t} + \frac{\partial(HuT)}{\partial x} + \frac{\partial(HvT)}{\partial y} + \frac{\partial(wT)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \frac{A_b}{H} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + HR_T + Q_T$$

(Ecuación 64)

Donde  $R_T$  = calentamiento debido a la radiación solar y  $Q_T$  = difusión horizontal turbulento y fuentes de hundimiento externas.

Condiciones de frontera vertical en coordenadas sigma. Las condiciones de frontera vertical para la velocidad vertical son:

$$w(0) = w(1) = 0$$

(Ecuación 65)

Lo que significa que las velocidades verticales en la superficie y en la parte inferior son ceros.

Las condiciones verticales de frontera para las ecuaciones de momento son la cinemática del esfuerzo cortante en fondo del agua ( $z = 0$ ) y en la superficie del agua ( $z = 1$ ). Las expresiones del esfuerzo cortante son:

$$A_v H^{-1} \partial_z(u, v)_{z=0} = (\tau_{bx}, \tau_{by}) = C_B \sqrt{u_{bl}^2 + v_{bl}^2} (u_{bl}, v_{bl})$$

(Ecuación 66)

$$A_v H^{-1} \partial_z(u, v)_{z=1} = (\tau_{sx}, \tau_{sy}) = C_D \sqrt{u_w^2 + v_w^2} (U_w, V_w)$$

(Ecuación 67)

Donde  $\tau_{bx}$  y  $\tau_{by}$  = esfuerzo cortante en el fondo ( $z = 0$ ),  $\tau_{sx}$  y  $\tau_{sy}$  = esfuerzo cortante en la superficie ( $z = 1$ ),  $U_w$  y  $V_w$  = componentes de la velocidad del viento a 10 m sobre la superficie del agua,  $C_B$  = coeficiente de resistencia en el fondo,  $C_D$  = coeficiente de la fuerza del viento, y  $bl$  = se refiere a la velocidad del agua en un punto medio de la capa inferior.

En un modelo en coordenadas sigma, el coeficiente de resistencia en el fondo  $C_B$  se calcula generalmente utilizando (Mellor, 1998)

$$C_B = \frac{k^2}{(\ln(\Delta z_b / 2z_0))^2}$$

(Ecuación 68)

Donde  $k = 0,4$  = la constante de von Karman,  $\Delta z_b$  = espesor de las dimensiones de la capa inferior,  $z_0 = \frac{z_0^*}{H}$  = altura de rugosidad adimensional, y  $z_0^*$  = la altura de rugosidad del fondo.

En términos numéricos, la ecuación 68 se aplica al primer punto de la red sigma cercana al fondo. Cuando el fondo de un sistema de agua no está bien resuelto por el modelo de las capas verticales,  $\Delta z_b / 2z_0$ , puede ser muy grande y conduce a  $C_B$  muy pequeño. En el caso  $C_B$  está llamada a ser una constante de 0, 0025, en un modelo numérico (Blumberg y Mellor, 1987).

El coeficiente de la fuerza del viento está dada por:

$$C_D = 1.2 * 10^{-6} (0.8 + 0.0065 \sqrt{U_w^2 + V_w^2})$$

(Ecuación 69)

Donde  $U_w$  y  $V_w$  son las componentes de velocidad del viento en metros por segundos ( $m/s$ ).

Las condiciones de frontera vertical de la temperatura y la salinidad son:

$$\frac{A_v}{H} \left( \frac{\partial T}{\partial z}; \frac{\partial S}{\partial z} \right) = -(\langle wT(1) \rangle, \langle wS(1) \rangle) \quad z \rightarrow 1$$

(Ecuación 70)

$$\frac{A_v}{H} \left( \frac{\partial T}{\partial z}; \frac{\partial S}{\partial z} \right) = 0 \quad z \rightarrow 0$$

(Ecuación 71)

Donde  $\langle wT(0) \rangle =$  temperatura de flujo en la superficie ( $m/s \text{ } ^\circ C$ ), y  $\langle wS(0) \rangle =$  salinidad de flujo en la superficie ( $m/s \text{ ppt}$ ).

Es importante mencionar que las ecuaciones 3D se pueden simplificar a 2D lateral promedio de ecuaciones mediante la eliminación de términos relacionados con la diferenciación de  $x$  o  $y$ . El promedio de las ecuaciones de forma vertical en 2D también pueden derivarse de las ecuaciones 3D. Un modelo 3D debe ser fácilmente aplicada a los estudios de 1D o 2D por el simple uso de malla del modelo 1D o 2D.

### 4.1.3. Temperatura

La temperatura es una medida del contenido de calor de un cuerpo físico. Esto indica la energía cinética media de las moléculas de la sustancia. Cuanto mayor es la energía cinética, mayor es la temperatura. En otras palabras, la temperatura es una medida del grado de calor o frío del cuerpo. La temperatura del agua representa una de las características físicas más importantes de las aguas superficiales. Esta es un factor crucial en estudios hidrodinámicos y de calidad de agua debido a una serie de razones:

1. El perfil vertical de temperatura en un sistema de agua afecta la estratificación, un elemento crítico para la mezcla vertical.

2. La solubilidad de oxígeno disuelto se determina principalmente por la temperatura del agua. Generalmente, en el agua caliente, el OD es menor.
3. Muchos procesos bioquímicos y fisiológicos se rigen por la temperatura. Los incrementos de temperatura puede aumentar la tasa metabolismo y reproducción de toda la cadena alimentaria.
4. Algunos procesos, como la reaireación, la volatilización y la sorción de partículas químicas y orgánicas, se ven afectados por la temperatura. Los aumentos de temperatura puede conducir a un aumento de los compuestos tóxicos disueltos, lo cual es usualmente el más bioactivo.
5. Muchas de las especies acuáticas pueden tolerar sólo un rango limitado de temperaturas, y los cambios de temperatura grandes pueden tener efectos profundos en la composición de especies.
6. La temperatura del agua es también de importancia económica en particular, como para la refrigeración industrial y para la formación de hielo en las vías navegables.

La estratificación de un cuerpo de agua es la disposición de las masas de agua separadas, en distintas capas horizontales, como resultado de diferencias en la densidad. Esta puede ser causada por las diferencias en la temperatura y sólidos disueltos o suspendidos.

En la caída de la temperatura del aire, el agua superficial se vuelve cada vez más fría y aumenta la densidad. La masa de agua superficial se hunde en última instancia, cuando la densidad es mayor que la de la masa de agua subyacente. Como el agua superficial se mueve hacia abajo, se produce un mezclado y los nutrientes de la parte inferior se redistribuyen hacia la superficie. Esta introducción de nutrientes a la superficie del agua produce el crecimiento del fitoplancton. La estratificación de la temperatura de un lago puede tener un profundo impacto en los procesos hidrodinámicos y de calidad de agua.

El término "contaminación térmica" se utiliza para describir el deterioro de calidad del agua causada por las entradas de agua caliente, en gran mayoría por los procesos industriales de refrigeración. Las centrales eléctricas extraen grandes cantidades de agua de lagos, ríos u océanos para la refrigeración, la bombean a través de los condensadores en las plantas, antes de regresar el agua a su fuente. Cuando el agua se descarga, a veces es  $> 10^{\circ} \text{C}$  más caliente que el agua ambiente. El agua caliente de plantas de generación eléctrica no es la única fuente de la contaminación térmica. La escorrentía urbana también se puede calentar a su paso por las carreteras, aceras y edificios.

La liberación de agua caliente puede aumentar la temperatura circundante del agua y afectar drásticamente la vida en el ecosistema de un cuerpo de agua. Una planta de vapor de gran potencia eléctrica requiere una enorme cantidad de agua de refrigeración.

Otro tipo de contaminación térmica puede ser causada por la descarga de agua fría. Por ejemplo, el proyecto de Puerto Pelicano proyecto (IJSCG, 2003) el cual consiste en importar gas natural licuado (GNL) en la costa del Golfo de los EE.UU. para satisfacer las necesidades de suministro de gas. Para regasificar el GNL, gran cantidad de agua de mar se utiliza para calentar el GNL. El agua de mar vertida podría ser de hasta 20° C más baja que el agua circundante. Esto puede tener un impacto significativo en el ecosistema local. Los cambios repentinos de la temperatura causados por las descargas periódicas de plantas de energía pueden hacer que sea difícil para la ecología local aclimatarse. El agua caliente descargada de las plantas de energía puede reducir los niveles de OD, causar la eutrofización, afectar los procesos vitales de los organismos acuáticos, y/o dañar a la calidad del agua para beber o para uso recreativo. Si la temperatura del agua sube demasiado, los niveles de OD disminuyen, amenazando directamente a la vida acuática y contribuye a la eutrofización. Aunque algunos miembros de los ecosistemas acuáticos se pueden adaptar al agua caliente, muchos son incapaces de hacerlo y, o bien mueren o se ven obligados a reubicarse. Para algunas especies, como la trucha y el salmón, cualquier aumento en la temperatura no es deseable. La mayoría de las plantas y animales asociados con los sistemas de agua son incapaces de regular la temperatura interna de su cuerpo. Por lo tanto, la temperatura de dichos organismos fluctúa de acuerdo con la temperatura ambiente del entorno. Los organismos son incapaces de funcionar de manera óptima a la nueva temperatura y con el tiempo desaparecen. La mayoría de las algas tienen un rango de temperatura limitado en el que puedan crecer y sobrevivir. Además, hay un intervalo óptimo en el que las algas presentan la mayor producción primaria. Muchas especies regulan el calendario de eventos importantes, como la reproducción y la migración, de acuerdo con la temperatura del agua.

La temperatura del agua también influye en la tasa de fotosíntesis de las plantas, las tasas metabólicas de los organismos acuáticos, y la sensibilidad de los organismos a los desechos tóxicos, parásitos y enfermedades. La temperatura afecta la solubilidad y, a su vez, la toxicidad de muchos otros parámetros. Generalmente, la solubilidad de los sólidos aumenta al incrementar la temperatura, mientras que los gases tienden a ser más soluble en agua fría. A medida que aumenta la temperatura del agua, dos factores se combinan para hacer que sea más difícil para la vida acuática obtener oxígeno suficiente para satisfacer sus necesidades. La primera es que los índices metabólicos aumentan con la temperatura y por lo tanto aumentan la demanda de oxígeno. La segunda es que al mismo tiempo, el OD disponible se reduce, debido a que la cantidad de OD que

el agua puede contener disminuye con la temperatura. Así, a medida que aumenta la temperatura, la demanda de oxígeno aumenta mientras que la cantidad de OD disponible disminuye.

#### **4.1.3.1. Componentes de flujo de calor.**

La temperatura del agua es una función del flujo de calor de la superficie y el transporte de agua dentro y fuera del sistema. La cantidad total de calor de un cuerpo de agua incluye los efectos de los intercambios de calor con la atmósfera y con el fondo del agua, las entradas o salidas, y el calor generado por las reacciones química/biológicas. El proceso dominante que controla el balance de calor es el intercambio de calor atmosférico. Además, también es importante incluir las condiciones de borde adecuadas para intercambio advectivo (por ejemplo, ríos, vertidos térmicos, o flujos de marea).

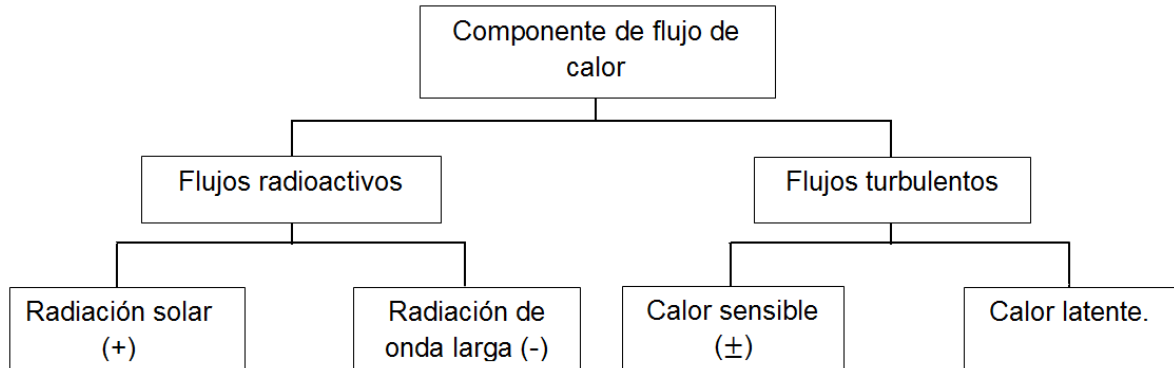
Los intercambios de calor entre la atmósfera y columnas de agua son en gran parte transferida por:

1. Los procesos de radiación, incluyendo la radiación de onda corta del sol y la radiación de onda larga emitida por la atmósfera y la superficie del agua.
2. Transferencias turbulentas de calor, incluyendo la transferencia de calor latente debido a la evaporación del agua y la transferencia de calor sensible debido a la diferencia de temperatura entre el agua y el aire superpuesto.

En la Ilustración 3 se resumen los principales cuatro componentes de flujo de calor. El signo más (+) indica la entrada de calor (una ganancia) al cuerpo de agua. El signo negativo (-) indica la producción de calor (una pérdida) de la masa de agua. La dirección de la transferencia de calor sensible depende de la diferencia de temperatura de aire-agua. En la Ilustración 3:

1. La radiación solar es la radiación de onda corta del sol que llega a la superficie del agua.
2. La radiación de onda larga es la radiación neta de onda larga de la atmósfera y cuerpos de agua.
3. El calor latente es la transferencia de calor debido a la evaporación del agua.
4. El calor sensible es la transferencia de calor conductivo entre la atmósfera y el cuerpo de agua.





### Ilustración 3. Componentes de flujo de calor.

El flujo neto de calor puede ser descrito por:

$$H_{net} = H_s + H_L + H_E + H_C$$

(Ecuación 72)

Donde  $H_{net}$  = flujo neto de calor a través de la interface aire/agua,  $H_s$  = flujo de radiación solar de onda corta,  $H_L$  = flujo neto de radiación de onda larga de la atmósfera y cuerpos de agua.  $H_E$  = Calor latente debido a la evaporación de flujo y,  $H_C$  = flujo de calor sensible debido a la conducción. Además de los cuatro componentes principales de flujo de calor que se muestran en la Ilustración 3, se incluyen a continuación otras fuentes menores calor:

1. El calor generado por las reacciones químicas / biológicas.
2. El intercambio de calor entre el agua y el fondo del agua.
3. El calor generado por la fricción actual.

Estas fuentes de menor importancia son insignificantes en la mayoría de las aplicaciones.

#### 4.1.3.2. Ecuaciones de temperatura.

La temperatura del agua depende en gran medida de los flujos de calor externos, entradas/salidas, y los procesos hidrodinámicos en el cuerpo de agua. Los factores que influyen en la temperatura del agua son la profundidad del agua, la temporada, la dispersión horizontal, la mezcla vertical debido a los vientos y las mareas, la estratificación, la temperatura de las entradas, y las influencias humanas (por ejemplo, el agua caliente descargada de las

centrales eléctricas y la liberación de aguas residuales en plantas de tratamiento).

#### 4.1.3.2.1. Ecuaciones básicas.

La ecuación de transporte de la temperatura en coordenadas sigma, se describe como:

$$\frac{\partial(HT)}{\partial t} + \frac{\partial(HuT)}{\partial x} + \frac{\partial(HvT)}{\partial y} + \frac{\partial(WT)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \frac{A_b}{H} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \frac{\partial I}{\partial z} + Q_T$$

(Ecuación 73)

Donde  $x$  y  $y$  = las coordenadas cartesianas en la horizontal,  $z$  = coordenada sigma en la vertical,  $H$  = profundidad del agua,  $A_b$  = coeficiente de mezcla de la masa vertical turbulenta,  $I$  = radiación solar, y  $Q_T$  = difusión horizontal turbulenta de las fuentes/los sumideros.

El transporte hidrodinámico,  $(u, v, w)$ , y la mezcla turbulenta,  $A_b$ , son proporcionados por un modelo hidrodinámico. La distribución en la profundidad de la radiación solar es de forma exponencial y se puede expresar como:

$$I = rI_s \exp(-\beta_f z) + (1 - r)I_s \exp(-\beta_f H(1 - z))$$

(Ecuación 74)

Donde  $I$  = la radiación solar en la profundidad del agua  $z$  ( $W/m^2$ ),  $I_s$  = la radiación solar incidente en la superficie del agua ( $z = 1$ ) ( $\frac{W}{m^2}$ ),  $\beta_f$  = coeficientes de atenuación de rápida escala ( $\frac{1}{m}$ ),  $\beta$  = coeficientes de escala de atenuación lenta ( $\frac{1}{m}$ ), y  $r$  = una fracción de distribución entre 0 y 1. Para los ambientes de aguas poco profundas,  $r$  es igual a 1, lo que elimina el segundo término del lado derecho de la ecuación 74 y  $\beta_f$  está normalmente dentro del intervalo de  $0.2 - 4 m^{-1}$ .

Una forma más simple de la ecuación 74 es la ley de Beer:

$$I(D) = I_s e^{-K_e D}$$

(Ecuación 75)

Donde  $I(D)$  = radiación solar a una profundidad  $D$  bajo la superficie ( $W/m^2$ ),  $I_s$  = radiación solar en la superficie ( $D = 0$ ) ( $W/m^2$ ),  $D$  = profundidad del agua ( $m$ ), y  $K_e$  = coeficiente de extinción de la luz ( $1/m$ ). Dejando  $r = 1$ ,  $\beta_f = K_e$  y  $D = H(1 - z)$ .

La ecuación 74 y la ecuación 75 son idénticas. Por lo tanto, la ley de Beer es un caso especial de la ecuación 74.

La radiación solar que penetra en la superficie del agua es absorbida por el agua. Esta absorción, como se representa en la ecuación 73 se calienta la columna de agua y se lleva a cabo sobre una profundidad considerable. En la mayoría de las aguas superficiales, gran parte de la radiación solar penetra en la superficie y es absorbida en los primeros metros. En la modelación de aguas poco profundas, la radiación solar se distribuye a menudo dentro de la capa del modelo superior, ya que la turbidez en las aguas suele ser alto y decae la radiación solar rápidamente con la profundidad del agua. Sin embargo, en los lagos muy claros, el calentamiento solar del agua puede ocurrir a profundidades de decenas de metros.

La radiación solar en la superficie,  $I_s$  es una función de localización, época del año, hora del día, las condiciones meteorológicas, y otros factores. El Coeficiente de extinción de la luz (también conocido como coeficiente de atenuación de la luz) es la medida para la reducción (de absorción) de la intensidad de la luz dentro de una columna de agua.

#### 4.1.3.2.2. Condiciones de borde en la superficie.

En la superficie del agua ( $z = 1$ ), la condición de frontera para la ecuación de transporte de temperatura 73 es.

$$\frac{\rho c_p A_b}{H} \frac{\partial T}{\partial z} = H_L + H_E + H_C$$

(Ecuación 76)

$$H_L = \varepsilon \sigma \{ [9.37 * 10^{-6} (T_a + 273.15)^6] [1 + 0.17C^2] - (T + 273.15)^4 \}$$

(Ecuación 77)

$$H_E = f(w)(e_s - e_a)$$

(Ecuación 78)

$$H_C = C_B \frac{P_a}{P_0} f(w)(T - T_a)$$

(Ecuación 79)

Donde  $H_L$  = radiación neta de onda larga ( $W/m^2$ ),  $\varepsilon$  = emisividad de un cuerpo de agua (=0.97),  $\sigma$  = constante de Stefan-Boltzmann ( $= 5.67 * 10^{-8}W/m^2/K^4$ ),  $T$  = Temperatura del agua  $^{\circ}C$ ,  $T_a$  = Temperatura atmosférica  $^{\circ}C$  y  $C$  = Fracción de nubosidad.  $H_E$  = evaporación de flujo de calor ( $W/m^2$ ),  $f(w)$  = Función de velocidad del viento ( $W/m^2/mb$ ),  $w$  = velocidad del viento ( $m/s$ ),  $e_s$  = presión de vapor saturada en la superficie del agua ( $mb$ ) y  $e_a$  = presión de vapor actual que recubre el aire.

Donde  $\rho$  = densidad del agua,  $c_p$  = calor específico del agua,  $A_b$  = coeficiente de masa vertical de la mezcla turbulenta, y  $H$  = profundidad del agua. En la ecuación 76, los flujos de calor de la radiación de onda larga ( $H_L$ ), el calor latente ( $H_E$ ), y el calor sensible ( $H_C$ ) puede calcularse utilizando las ecuaciones. 77, 78, 79 respectivamente.

Con base en el enfoque propuesto por Rosati y Miyakoda (1988), Hamrick (1992) aplicó la siguiente condición del límite de la temperatura en la superficie del agua:

$$H_L = \varepsilon\sigma T_s^4 \left(0.39 - 0.05e_a^{1/2}\right) (1 - B_c C) + 4\varepsilon\sigma T_s^3 (T_s - T_a)$$

(Ecuación 80)

$$H_E = c_e * \rho_a * L_E * w(e_s - e_a) \left(\frac{0.622}{p_a}\right)$$

(Ecuación 81)

$$H_C = c_h * \rho_a * c_{pa} * w(T_s - T_a)$$

(Ecuación 82)

Donde  $\varepsilon$  = emisividad (es la proporción de radiación térmica emitida por una superficie u objeto debida a una diferencia de temperatura determinada) del cuerpo de agua (= 0.97),  $\sigma$  = constante de Stefan-Boltzmann ( $= 5.67 * 10^{-8}W/m^2/K^4$ ),  $e_a$  = presión de vapor actual ( $mb$ ),  $C$  = nube de fracción(= 0 = sin nubes = 1 = cobertura de nubes lleno),  $B_c$  = una constante empírica (= 0.8),  $T_s$  = temperatura de la superficie del agua ( $^{\circ}C$ ),  $T_a$  = temperatura del aire ( $^{\circ}C$ ),  $c_e = c_h$  = coeficientes de intercambio turbulento ( $= 1.1 * 10^{-3}$ ),  $\rho_a$  = densidad atmosférica ( $= 1.2kg/m^3$ ),  $c_{pa}$  = calor específico del aire ( $= 1.005 * 103J/kg/K$ ),  $L_E$  = calor latente de evaporación ( $= 2.501 * 106J/kg$ ),  $w$  = velocidad del viento ( $m/s$ ),  $e_a$  = presión de saturación de vapor a temperatura de la superficie del agua ( $mb$ ),  $e_a$  = presión de vapor ( $mb$ ), y  $p_a$  = presión atmosférica ( $mb$ ).

#### 4.1.3.2.3. Lecho de intercambio de calor.

Además de los flujos de calor en la superficie, el intercambio de calor en la interfaz de la columna de agua - lecho de sedimento también puede afectar la temperatura en la columna de agua. El intercambio de calor con el lecho de sedimentos es generalmente mucho menor que el intercambio en la superficie y es frecuentemente despreciado en estudios de modelos. Sin embargo, este intercambio de calor puede ser significativo para simular con precisión perfiles de temperatura vertical. Tsay et al. (1992) demostró que en la modelación de estratificación de lagos, es importante incluir el intercambio con los sedimentos en el balance de calor. HydroQual (1995 b) también simuló la temperatura estratificada en un lago mediante la inclusión del flujo de calor en el lecho de sedimentos.

El flujo de calor a través de la interfaz del agua-lecho de sedimento varía con los cambios estacionales de la temperatura del agua. La energía calorífica fluye del agua al lecho durante el verano y el otoño y luego da la vuelta en el agua durante el invierno. La magnitud de este flujo de calor estacional depende principalmente de la gama de temperatura estacional de la columna de agua y en segundo lugar, en las propiedades térmicas del lecho del sedimento. En el verano, el flujo de calor en el lecho de sedimentos es un porcentaje muy pequeño del flujo total de calor a las columnas de agua y en general es insignificante en el cálculo global de calor. Durante el invierno, especialmente cuando el lago está cubierto de hielo y la temperatura del agua es muy baja, el flujo de calor de la cama de los sedimentos puede ser significativo.

Una fórmula típica de flujo de calor para el lecho de sedimento es similar a la de un flujo de calor sensible, y es proporcional a la diferencia de temperatura entre el agua y el sedimento:

$$H_B = -K_B(T - T_b)$$

(Ecuación 83)

Donde  $H_B$  = flujo de calor entre el agua-lecho de sedimento ( $W/m^2$ ),  $K_B$  = coeficiente de intercambio de calor ( $W/m^2/°C$ ),  $T$  = temperatura del agua ( $°C$ ), y  $T_b$  = temperatura del lecho de sedimentos ( $°C$ ). Cole y Buchak (1995) reportaron que  $K_B$  tiene un valor de  $7 * 10^{-8} W/m^2/°C$ , aproximadamente dos órdenes de magnitud más pequeñas que los coeficientes de intercambio de calor de superficie. La temperatura de los sedimentos tiene un valor típico de la temperatura anual media del aire.

En las aguas superficiales poco profundas, la radiación solar puede penetrar en la columna de agua. La radiación remanente en la interfase lecho de sedimento-agua se absorbe en el lecho de sedimentos. Jin et al. (2000) utilizó una simple ecuación de balance térmico para el lecho de sedimentos:

$$\frac{\partial(H_b T_b)}{\partial t} = \frac{I_b}{\rho_b c_{pb}} - c_{hb} \frac{\rho c_p}{\rho_b c_{pb}} \sqrt{u_1^2 + v_1^2} (T_b - T_1)$$

(Ecuación 84)

Dónde  $I_b$  = irradiación en un determinado lecho a partir de la ecuación 54,  $T_b$  = temperatura del lecho,  $H_b$ , = espesor termal activo del lecho,  $\rho$  = densidad del agua,  $\rho_b$  = densidad sedimentos,  $c_p$  = calor específico del agua,  $c_{pb}$  = calor específico de la mezcla de agua-cama de sedimento, y  $c_{hb}$  = coeficiente adimensional de intercambio de calor convectivo.

El subíndice 1 denota componentes de la velocidad y temperatura del agua en la capa del fondo del modelo hidrodinámico. Por lo tanto, la condición de contorno vertical en la parte inferior ( $z = 0$ ) se puede escribir como:

$$\frac{A_b}{H} \frac{\partial T}{\partial z} = -c_{hb} \frac{\rho c_p}{\rho_b c_{pb}} \sqrt{u_1^2 + v_1^2} (T_b - T_1)$$

(Ecuación 85)

Donde  $A_b$  = coeficiente vertical de la masa de mezcla turbulenta,  $H$  = profundidad del agua, y,  $z$  = coordenadas sigma. Las ecuaciones 84 y 85 la pareja de lecho de sedimentos con la columna de agua.

## 4.2. TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

### 4.2.1. Resumen

Los sedimentos se componen de partículas de todos los tamaños que se derivan de las rocas o los materiales biológicos. Los sedimentos pueden ser suspendidos en una columna de agua o se asientan y se acumulan en la parte inferior de un cuerpo de agua. El transporte de sedimentos es simplemente el proceso de erosión de los sedimentos de un lugar, llevándolos en el flujo, y depositarlos en otro lugar. La erosión se produce cuando el esfuerzo de corte aplicado al lecho de

sedimentos excede un valor crítico del esfuerzo cortante. La deposición se produce cuando la capacidad de transporte del flujo es superada.

Para entender los procesos de transporte de sedimentos, es fundamental tener un buen conocimiento de los procesos hidrodinámicos. Los procesos de transporte de sedimentos, el transporte de contaminantes y los procesos de eutrofización.

Estos procesos son importantes para la comprensión de los problemas más urgentes del medio ambiente como la eutrofización, el transporte de contaminantes, la erosión del lecho de sedimentos, la sedimentación, y la eliminación de residuos.

Los sólidos suspendidos totales son importantes para la calidad del agua y los procesos de eutrofización debido a su influencia sobre la densidad, la penetración de la luz, y la disponibilidad de nutrientes. El aumento de los SST reduce la penetración de la luz en la columna de agua, por lo tanto influyen en la temperatura del agua, que a su vez afecta las tasas de reacción química y biológica. La intensidad de la radiación solar en la columna de agua afecta directamente a las algas y el crecimiento de vegetación. La disponibilidad de la luz solar y los nutrientes, que están estrechamente relacionados con las concentraciones de SST, en gran medida el control de la producción de algas. Los sólidos suspendidos totales, además de ser un parámetro de calidad de agua muy importante por derecho propio, también pueden tener una relación muy fuerte con las especies químicas disueltas en el agua a través de adsorción y desorción. Los nutrientes y productos químicos tóxicos pueden adherirse a partículas de sedimentos en tierra y luego se vacían en las aguas superficiales, donde los contaminantes pueden establecerse con el sedimento o desprenderse y llegar a ser soluble en la columna de agua. Las concentraciones de nutrientes (y tóxicos), también pueden verse afectados por SST a través de absorción y desorción.

#### **4.2.1.1. Propiedades de los sedimentos.**

Los sedimentos o se depositan en el fondo de cuerpos de agua o se suspenden en la columna de agua. Los sedimentos provienen de la erosión del suelo o de la descomposición de plantas y animales. En este sentido, los sedimentos se encuentran al final de la ruta por los materiales naturales y antropogénico y que son raíz de los problemas de contaminación por sedimentos.

Los sedimentos son por lo general una matriz de materiales y constan de cuatro componentes principales:

1. El agua intersticial: El mayor volumen está ocupado por agua intersticial, que llena el espacio entre las partículas de sedimento.

2. Los sedimentos inorgánicos: fracción inorgánica (limos, arcillas, etc) incluye los fragmentos de roca y cáscara y los granos minerales que resultan de la erosión natural de los materiales terrestres.
3. Sedimento orgánico: la fracción orgánica (algas, zooplancton, bacterias, detritus, etc.), por lo general ocupa un volumen bajo, pero es un componente importante de sedimentos, ya que puede regular la absorción y biodisponibilidad de muchos contaminantes.
4. Contaminantes: Los contaminantes unido a los sedimentos, tales como los nutrientes, los bifenilos policlorados (PCBs) y metales pesados, son una parte muy pequeña del volumen, pero a menudo son críticos a los estudios de transporte de contaminantes y de calidad del agua.

Por lo general, la gravedad específica media de un sedimento es similar a la del cuarzo (= 2.65). Los sólidos suspendidos totales SST se refieren a la materia que se ha suspendido o disuelto en el agua. La concentración de sedimentos es el peso del sedimento seco de una mezcla agua-sedimento por volumen de mezcla y con frecuencia se expresa en *miligramos/litro* ( $\frac{mg}{L}$ ). Cuando una muestra de agua se evapora, el residuo que queda en el vaso son los SST. Las partículas en suspensión en el agua pueden ser retenidas en un filtro, sin embargo, los sedimentos disueltos son suficientemente pequeños para pasar por un filtro. Por lo tanto, la distinción entre "partículas" y "disuelto" es principalmente una función del filtro utilizado. Tradicionalmente se utiliza, un filtro de membrana de fibra con un de tamaño de poro  $0,45\mu m$ . De acuerdo con el Código de Regulación Federal (APHA, 2000), los SDT se definen como aquellos elementos que pasan a través de un filtro de membrana de  $0,45\mu m$ , los SST son aquellos elementos que son retenidos por un filtro de membrana de  $0,45\mu m$  y Los sólidos totales ST son la suma de todos los sólidos disueltos y los suspensión (filtrables y no filtrables).

Una de las propiedades más básicas de los sedimentos es el tamaño de las partículas, que se define en términos de su diámetro. El diámetro es generalmente determinado por el tamaño de las mallas de un tamiz que sólo permite que las partículas pasen a través de este. En base a su tamaño, las partículas de sedimento se clasifican en seis categorías generales: (1) arcilla, (2) limo, (3) de arena, (4) grava, y (5) los cantos rodados.

Debido a que estas clasificaciones son esencialmente artificiales, muchos esquemas han sido propuestos en la literatura para distinguirlos. Sólo arcilla, limo y arena son comúnmente considerados en la modelación del transporte de sedimentos para estudios de calidad del agua. La Tabla 1 ofrece rangos de volumen representativo de arcilla, limo, arena y grava (USACE, 2002). A pesar de que diferentes sistemas de clasificación pueden dar rangos ligeramente diferentes, la Tabla 1 es relativamente compatible con la ingeniería y las interpretaciones



geológicas. Como se muestra en la Tabla 1, la gama de tamaños de los sedimentos es enorme, abarcando varios órdenes de magnitud. La grava se refiere generalmente como partículas con un tamaño entre 2.0 y 20.0 *mm* de diámetro. La arena que se conoce como partículas con un tamaño entre 0.06 y 2.0 *mm*. Esta categoría también puede ser dividida en muy grueso, grueso, medio, fino, muy fino, y así sucesivamente. En términos prácticos, la arena muy fina es aproximadamente el menor tamaño de grano que todavía se pueden ver a simple vista. El limo que se conoce como partículas con un tamaño de entre 0.0039 y 0.06 *mm*. La arcilla se conoce como partículas con un tamaño < 0.0039 *mm*.

Otra forma de expresar el tamaño de los sedimentos de grano es la escala de Wentworth (Wentworth, 1922), y se define como:

$$\phi = -\log_2 d = -3.3219 \log_{10} d$$

(Ecuación 86)

Donde  $d$  = diámetro de grano en milímetros.

Los tipos y tamaños de las partículas de sedimento son:

**Tabla 1. Tipo y tamaño de las partículas de sedimento.**

TIPO	TAMAÑO (MM)
Grava	2.0-20
Arena	0.06-2.0
Limo	0.0039-0.06
Arcilla	<0.0039

En cuerpos de agua naturales, las muestras de sedimentos no tienen un tamaño uniforme. Por lo general tienen una distribución de tamaño de grano. Sin embargo, a menudo es necesario caracterizar la muestra usando solo el diámetro de un grano como una medida de la distribución del tamaño. En la práctica de ingeniería, es común para clasificar los sedimentos por su tamaño de grano medio, escrito como  $d_{50}$ . El tamaño de grano medio es el tamaño que divide a la muestra de sedimento a fin de que la mitad de la muestra, en peso, tenga partículas más gruesas que ese tamaño.

#### **4.2.1.2. Problemas asociados con los sedimentos.**

El aumento de la carga de sedimentos y contaminantes a las aguas superficiales resulta en la sedimentación y la degradación de la calidad del agua. Muchos de los nutrientes y los contaminantes se encuentran en los sedimentos del fondo de ríos, lagos y estuarios, y pueden ser devueltos a la columna de agua a través de la resuspensión de sedimentos o difusión.

Los sedimentos en la columna de agua afectan la turbiedad, la absorción de calor, y la profundidad de la zona eutrófica. Los problemas asociados con los sedimentos limpios y no contaminados son iguales. Los sedimentos limpios pueden causar la sedimentación y reducir la disponibilidad de luz en un cuerpo de agua. Las principales preocupaciones en relación con los sedimentos contaminados son los contaminantes liberados en la columna de agua, la bioacumulación y biomagnificación. Los sedimentos pueden contener contaminantes en aguas superficiales. De esta manera, los nutrientes y sustancias químicas tóxicas se adhieren a las partículas de sedimento en la tierra y el viaje de las partículas en aguas superficiales, donde los contaminantes pueden establecerse con el sedimento o ser soluble en la columna de agua. Las concentraciones elevadas de sedimento pueden causar una serie de problemas ambientales, incluyendo los siguientes:

1. La sedimentación en los embalses, lagos y puertos, disminuye navegabilidad, y genera altos costos por el dragado.
2. Los sedimentos sirven como un portador de metales pesados, pesticidas y otros contaminantes que podrían estar enterrados en el lecho de sedimentos por mucho tiempo antes de ser liberado en la columna de agua y/o transportados a larga distancia con el sedimento.
3. Los sedimentos impiden la penetración de la luz solar necesaria para el crecimiento de plantas y afecta la temperatura del agua.
4. Los sedimentos reducen la calidad de recreo y la apariencia general de un cuerpo de agua.
5. Los sedimentos alteran la vida de las poblaciones acuáticas cubriendo las áreas de anidación y reproducción de los peces.

La sedimentación de los ríos, lagos, bahías y estuarios es un proceso continuo. En condiciones de bajo caudal, los sedimentos en suspensión pueden causar problemas de sedimentación, ya que los materiales se asientan e impactan del sustrato en los ríos o el relleno de los embalses o los extremos superiores de los estuarios.

La contaminación de los sedimentos es un problema generalizado del medio ambiente que puede suponer una amenaza para una gran variedad de ecosistemas acuáticos. Los sedimentos en suspensión pueden servir como portadores de contaminantes, que fácilmente se adhieren a las partículas en suspensión y por lo tanto someterse a la sedimentación y erosión. Los sedimentos son capaces de transportar cargas de contaminantes absorbidas, como los nutrientes, pesticidas, herbicidas, PCB, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), metales pesados y otras toxinas. Los sedimentos depositados en el fondo de un cuerpo de agua son a menudo contaminados por los contaminantes que absorbe el agua. Los sedimentos contaminados pueden ser directamente tóxicos para la vida acuática o pueden ser una fuente de contaminantes para la bioacumulación en la cadena alimentaria.

#### **4.2.2. Procesos de sedimentos.**

El transporte de sedimentos es simplemente el proceso de erosión de los sedimentos de un lugar, su transporte en el flujo, y deposición en otro lugar. La erosión se produce cuando el esfuerzo cortante aplicado sobre el lecho del sedimento excede el esfuerzo cortante crítico. La deposición se produce cuando la capacidad de transporte del flujo se supera. Los sedimentos depositados en el lecho se pueden consolidar en el tiempo. Los cuatro procesos básicos de sedimentos son:

1. Resuspensión de los sedimentos del lecho.
2. Transporte de sedimentos en las formas de la carga en suspensión y carga de fondo.
3. Asentamiento de sedimentos en suspensión y sedimentación en el lecho.
4. Consolidación y compactación de los sedimentos en el lecho.

Estos procesos dependen fuertemente de las condiciones de flujo hidrodinámico y de las propiedades de los sedimentos, tales como propiedades de las partículas: su tamaño, forma, densidad y composición.

El intercambio de sedimentos entre la interfaz lecho de sedimento-columna de agua, es decir, la deposición y resuspensión, es muy complejo, dependiendo no sólo de los procesos de la columna de agua, sino también en las propiedades de los sedimentos detallados en el lecho. Los sedimentos en suspensión son transportados a través de flujos turbulentos.

Para las aguas largas y poco profundas, donde las olas de viento se pueden desarrollar y su energía puede llegar hasta el fondo del agua, las olas de viento también afectan la resuspensión de sedimentos y la deposición. Las interacciones

entre las partículas de sedimento y el flujo también pueden ser significativas. Además de modificar la densidad del agua, las altas concentraciones de sedimentos puede frenar la energía cinética turbulenta.

#### 4.2.2.1. Asentamiento de partículas.

La velocidad de sedimentación es la propiedad más fundamental que rige el movimiento de las partículas de sedimento en el agua. Se define como la velocidad máxima a la que una sola partícula cae a través del agua en reposo. Aunque simple en concepto, el cálculo preciso y la medición de la velocidad de sedimentación no son usuales. La velocidad de sedimentación depende principalmente del tamaño, forma, densidad de la partícula, la viscosidad y la densidad del agua. Las partículas más grandes caen más rápido, mientras que las partículas pequeñas de arena pueden ser más fácilmente llevadas a la suspensión y quedarse allí por las fluctuaciones turbulentas.

Para el modelo de transporte de sedimentos, la velocidad de sedimentación de las partículas y su resistencia a la resuspensión bajo una tensión cortante, una vez se depositan, son las más significativas. Las velocidades de sedimentación también se utilizan para calcular el movimiento hacia abajo de los contaminantes absorbidos a través de la columna de agua. Las características de sedimentación de las partículas pueden variar, ya que responden a las condiciones hidrodinámicas en el cuerpo de agua. Las partículas de sedimento en la columna de agua son llevadas hasta el fondo por decantación. Una vez que están cerca del fondo, la deposición gobierna su remoción de la columna de agua. Por lo tanto, la sedimentación y la deposición son fundamentalmente diferentes.

La deposición de una partícula en una columna de agua puede ser determinada por el equilibrio entre la fuerza de arrastre viscosa y la fuerza de la gravedad como se muestra en la Ilustración 4, la partícula se está sedimentando en una columna de agua en respuesta a la fuerza de gravitacional,  $F_g$ , una fuerza de flotación hacia arriba,  $F_b$  y la fuerza de arrastre,  $F_d$ . Se puede derivar que:

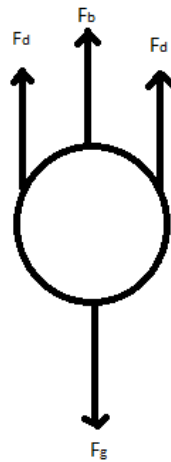
$$F_g = \rho_p \left( \frac{\pi}{6d_p^3} \right) g$$

(Ecuación 87)

$$F_b = \rho_w \left( \frac{\pi}{6d_p^3} \right) g$$

(Ecuación 88)

Donde  $g$  = aceleración gravitacional ( $cm/s^{-2}$ ),  $\rho_p$  = densidad de las partículas ( $g/cm^3$ ),  $d_p$  = diámetro de partícula ( $cm$ ), y  $\rho_w$  = densidad del agua ( $g/cm^3$ ). La fuerza de arrastre es el resultado de la resistencia a la fricción de flujo de agua que pasa la superficie de la partícula. Esta resistencia depende de la velocidad a la que la partícula se está cayendo a través de la columna de agua, el tamaño de la partícula, y la viscosidad del agua.



**Ilustración 4. Fuerzas que actúan sobre la sedimentación de la partícula a través de la columna de agua.**

El número de Reynolds ( $Re$ ) se define como:

$$Re = \rho_w V d_p / \mu$$

(Ecuación 89)

Donde  $\mu$  = la viscosidad absoluta del agua en  $g/cm/s$  y  $V$  = velocidad de sedimentación de partículas en  $cm/s$ .

Bajo la suposición que el flujo es laminar y el  $Re$  es  $< 1$ , la ley de Stoke establece que:

$$F_d = 3\pi\mu d_p V_s$$

(Ecuación 90)

Para partículas con velocidad de sedimentación constante, la fuerza gravitacional es igual a la sumatoria de la fuerza de arrastre y la fuerza de flotación:

$$F_g = F_b + F_d$$

(Ecuación 91)

Utilizando esta relación, la velocidad de sedimentación de una partícula esférica uniforme se puede estimar como:

$$V_s = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{18\mu}$$

(Ecuación 92)

Esta es una ecuación fundamental que ayuda a estimar la terminal velocidades de sedimentación de partículas en una columna de agua. Porque se basa en la ley de Stoke para la fuerza de arrastre, esta ecuación también se refiere a menudo como la ley de Stoke, y la velocidad de sedimentación es a menudo llamada la velocidad de Stoke. La ecuación 92, revela que la velocidad de sedimentación es linealmente proporcional a la diferencia de densidad entre las partículas y el agua.

Otro resultado fundamental de la ecuación 92 es que la velocidad de sedimentación se incrementa al cuadrado del diámetro de partícula, de modo que las partículas más grandes se sedimentan mucho más rápido que las partículas más pequeñas.

#### 4.2.2.2. Transporte horizontal de sedimentos.

Los principales mecanismos de transporte de sedimentos son las corrientes y las olas del viento. Los sedimentos en suspensión entran en los cuerpos de agua por las descargas puntuales, la escorrentía superficial de la tierra, la erosión de las orillas, y/o por la socavación del lecho. Las corrientes, los vientos, las entradas de flujo, y las mareas (en estuarios y aguas costeras) son los principales factores responsables del transporte de sedimentos en un cuerpo de agua. Los efectos de todos estos mecanismos se ven complicados por las variaciones de temperatura, topografía, y la salinidad en todo el sistema, lo que aumenta las dificultades para describir el transporte de sedimentos usando modelos de turbulencia, Ji (1993). El transporte de sedimentos es significativamente influenciado por la inestabilidad de los flujos cerca al lecho.

Los sedimentos transportados por los flujos pueden variar significativamente en tamaño, forma de material disuelto ( $< 0.45 \mu$  de diámetro) para las partículas en

suspensión, tales como arcilla, limo y arena (Tabla 1). Estas partículas son importantes para los estudios de modelación de sedimentos. La carga total de sedimentos es la suma de la carga en suspensión y la carga del lecho:

$$\text{Carga total de sedimentos} = \text{carga suspendida} + \text{carga de fondo}$$

Los sedimentos se mueven como carga en suspensión y/o carga de fondo. La carga suspendida es la parte de la carga de sedimentos que son transportados en suspensión en la columna de agua. La carga suspendida incluye sedimentos resuspendidos desde el fondo y la carga de lavado traída de aguas arriba. La carga de lavado tiene un material relativamente fino en casi permanente suspensión que se transporta a través del sistema sin necesidad de deposición. Normalmente se compone de partículas de tamaño fino que se encuentran en el fondo. Los sedimentos cohesivos sólo se transportan como carga en suspensión. Que son transportadas por advección (realizado con el agua del ambiente con velocidad de flujo) y dispersión (desplazado de las zonas de alta concentración de sedimentos a zonas de baja concentración).

Los sedimentos no cohesivos pueden ser transportados como carga en suspensión y carga de fondo. La carga de fondo está compuesta de partículas que se mueven en o cerca del fondo por saltación, rodamiento o deslizamiento en la capa del fondo. La saltación es el proceso por el cual los granos de sedimento individuales se aíslan o la serie salta lejos del fondo. La saltación proporciona una transición del transporte carga-fondo que se lleva a cabo inmediatamente por encima del fondo para el transporte de carga en suspensión en la columna de agua. Aunque, conceptualmente, hay claras diferencias entre la carga en suspensión y carga de fondo, a menudo es difícil distinguir completamente entre los dos modos de transporte de sedimentos en un cuerpo de agua natural. También es difícil de medir por separado estos dos modos en un cuerpo de agua. En los modelos de los sedimentos, sin embargo, las ecuaciones independientes se suelen aplicar para cada modo de transporte para mayor comodidad. Además, para el transporte de contaminantes, la carga en suspensión es generalmente de mayor interés, ya que los contaminantes están frecuentemente asociados a estos y transportados por los sedimentos en suspensión.

El esfuerzo cortante es la fuerza de fricción por unidad de área de fondo ejercida sobre el fondo por el flujo de agua. Es un factor importante en el movimiento de material en el fondo. No sólo es el esfuerzo cortante un esfuerzo físico real en el sedimento de fondo, sino que también es un parámetro útil para describir el transporte de sedimentos, así como la erosión y la deposición. La ecuación 66 da las fórmulas para el cálculo del esfuerzo cortante. Cuando el agua fluye sobre el fondo de sedimentos, ya sea como flujo constante o flujo oscilatorio en las mareas y las olas, ejerce un esfuerzo cortante en el fondo.

La energía que pone en movimiento las partículas de sedimento se deriva del efecto de flujo de agua más rápido cuando pasa por la corriente de agua más lenta. Este gradiente de velocidad se debe a que el agua en el cuerpo principal de la corriente se mueve más rápido que el agua que fluye en las fronteras. El impulso del agua más rápido es transmitido al agua de los límites más lento. De este modo, las corrientes de agua más rápida se prestan para rodar las corrientes de agua más lentas: el esfuerzo cortante mueve las partículas del fondo en un movimiento rotatorio aguas abajo. Si los sedimentos quedan en el fondo o permanecen suspendidos dependen del esfuerzo cortante. Si el esfuerzo cortante es mayor que un esfuerzo cortante crítico, sólo una fracción de material en suspensión será depositada. Si el esfuerzo cortante en el fondo es menor que el esfuerzo cortante crítico, los sedimentos en suspensión se depositarán en el fondo de manera gradual.

Por lo general, dos tipos de procesos hidrodinámicos generan esfuerzo cortante en el fondo: la velocidad de la corriente y las olas. En los ríos, la velocidad de la corriente es el componente dominante del esfuerzo de corte en el fondo. En Lagos, las olas de viento pueden ser un contribuyente principal al esfuerzo cortante en el inferior, especialmente durante las tormentas. En los estuarios, las olas de viento, las olas de las mareas y las corrientes pueden afectar significativamente el esfuerzo cortante en el fondo. La importancia relativa de cada componente de la tensión de corte total depende de las características específicas del estuario.

Matemáticamente, el esfuerzo cortante combinado con las ondas de corriente y el viento,  $\vec{\tau}_{cw}$ , puede escribirse como la suma vectorial de la componente tiempo promedio asociados con la corriente,  $\vec{\tau}_c$ , además de la componente máxima asociada con las olas del viento,  $\vec{\tau}_{ww}$ , expresado como:

$$\vec{\tau}_{cw} = \vec{\tau}_c + \vec{\tau}_{ww}$$

(Ecuación 93)

La magnitud de la tensión de la corriente,  $\vec{\tau}_c$ , tiene la forma:

$$\tau_c = C_c \rho_w u^2$$

(Ecuación 94)

Donde  $u$  = la velocidad de la corriente cerca al fondo ( $m/s$ ),  $\rho_w$  = densidad del agua ( $kg/m^3$ ),  $C_c$  = coeficiente de fricción en el fondo (adimensional), y  $\tau_c$  = esfuerzo de la corriente ( $N/m^2$ ).

La magnitud del esfuerzo de ondas de viento  $\tau_{ww}$ , está dada por:

$$\tau_{ww} = C_{ww} \rho_w u_{ww}^2$$

(Ecuación 95)



Donde  $u_{ww}$  = la velocidad orbital de la ola de viento cerca al fondo ( $m/s$ ),  $C_{ww}$  = el coeficiente de fricción en el fondo, debido a olas de viento (adimensional), y  $\tau_{ww}$  el esfuerzo de las ondas de viento ( $N/m^2$ ).

Las partículas de sedimento son recogidos por el flujo de agua, una vez la magnitud del esfuerzo cortante es superior a la fuerza de resistencia de la partícula esta permanecerá en reposo. Para una partícula en reposo en el fondo, las fuerzas de corte son equilibradas por la fuerza de la gravedad, la fricción entre partículas, y la cohesión. Matemáticamente, la ecuación se puede utilizar para describir la erosión:

$$F_s = F_w + F_f + F_c$$

(Ecuación 96)

Donde  $F_s$  = la fuerza de la resuspensión debido a la tensión de corte de agua impuesto sobre la partícula,  $F_w$  = la fuerza de gravedad debido al peso de la partícula,  $F_f$  = la fuerza de resistencia a la resuspensión debido a la fricción entre las partículas y al fondo, y  $F_c$  = fuerza de resistencia a la resuspensión debido a la cohesión entre las partículas y al fondo.

El inicio del movimiento de las partículas individuales depende de una variedad de factores, como determinísticos y aleatorios. Cuando el esfuerzo cortante aplicado es bajo, las partículas no se ponen en movimiento. Como la tensión de corte aplicada es mayor, se alcanza un esfuerzo de corte crítico, que hace que las partículas lleguen a moverse. Las partículas de sedimento son recogidos y llevados lejos de su lugar de origen cuando la fuerza de la resuspensión,  $F_s$ , es lo suficientemente grande para resuspender las partículas, es decir,  $F_s > (F_w + F_f + F_c)$ . Las partículas anteriormente estacionarias dejan el fondo y comienzan a moverse. El esfuerzo cortante en que esto ocurre se conoce como la tensión crítica de corte para la erosión. El valor de la tensión crítica dependerá principalmente del tamaño y la densidad de las partículas y en segundo lugar en su forma, el empaquetamiento y las fuerzas de cohesión que actúan entre partículas. Una vez que este esfuerzo de corte baja, donde  $F_s < (F_w + F_f + F_c)$ , la partícula se va a sedimentar en el fondo.

#### 4.2.2.3. Resuspensión y deposición.

Los términos "erosión" y "resuspensión" suelen utilizarse como sinónimos. La resuspensión de sedimentos es controlada principalmente por el esfuerzo cortante del fondo. El sitio y las propiedades específicas del fondo también son un factor primordial en la determinación de las tasas de erosión y socavación profundidades. Los sedimentos en el fondo pueden ser erosionados y transportado cuando el esfuerzo cortante del lecho excede un valor crítico. Como se describe en la ecuación 95, una partícula es suspendida cuando el esfuerzo de corte

inferior es suficiente para superar las fuerzas de estabilización de los sedimentos. Para sedimentos no cohesivos, la principal fuerza estabilizadora es el peso de las partículas inmersas. Para sedimentos cohesivos con una densidad aparente cerca de la densidad del agua, las fuerzas principales son la adhesión entre partículas y aglutinantes orgánicos. Por lo general, los fondos de sedimentos cohesivos son capas con la densidad y resistencia al corte creciente en el fondo. Los sedimentos se desplazan cada vez que el esfuerzo cortante es transmitido al fondo por el flujo de agua y las ondas del viento alcanzan una tensión crítica de corte para la resuspensión, que es igual a la resistencia al corte de "explotación" del sedimento del fondo.

Una vez en suspensión, los sólidos tienden a asentarse a una tasa determinada por la concentración de sedimentos, la velocidad de sedimentación, y la intensidad de la turbulencia. La deposición de sedimentos es un proceso mediante el cual los sedimentos en suspensión dejan la columna de agua, ya sea temporal o permanentemente, y se convierten en parte de los sedimentos del fondo. La tensión crítica de corte para la deposición de sedimentos no cohesivos es sólo ligeramente menor que el de la erosión. Una partícula no cohesiva se deposita en fondo tan pronto como la tensión de corte es demasiado pequeña para erosionarlo mientras que un floc de sedimentos cohesivos se instala de manera muy diferente. La tensión crítica de corte para la deposición de sedimentos cohesivos puede ser mucho menor que el de la erosión. Requiere un análisis preciso sobre el terreno de experimentación para determinar los valores de tensión crítica de corte y otros parámetros de control de transporte de sedimentos.

La probabilidad de deposición depende de la tensión de corte del fondo, el tamaño de los sedimentos en suspensión, y la cohesión de los sedimentos, con el fin de ser depositados, las partículas deben vencer las resistencias debido a la turbulencia en la columna de agua, las resistencias, debido a la subcapa viscosa delgada en la interfaz, y las resistencias debido a la actividad química o biológica después de llegar al fondo.

La tasa de deposición puede ser estimada como el producto de la velocidad de sedimentación y la probabilidad de deposición en contacto con el fondo, que puede variar de 0 para los sistemas muy turbulento a 1 para de aguas estancadas. La tasa de deposición por unidad de área,  $D$ , o flujo de materiales para el fondo por unidad de tiempo, se calcula como la suma sobre un número de clases de sedimentación de flujo:

$$D = \sum_i p_i w_{si} S_{bi}$$

(Ecuación 97)

Donde  $w_{si}$  = la velocidad de sedimentación de clase depositada,  $i$ ,  $p_i$  = la probabilidad de deposición de clase.  $i$ , y  $S_{bi}$  = la concentración de clase  $i$  cerca al fondo.

Evaluación de  $D$  necesita información sobre  $w_{si}$ ,  $p_i$  y  $S_{bi}$ . La probabilidad de deposición es la probabilidad de que una partícula llegue al fondo y se quede allí. Los comportamientos de asentamiento de sedimentos cohesivos y no cohesivos son diferentes en muchos aspectos, y da lugar a diferentes enfoques para la estimación de velocidades de sedimentación. La probabilidad de deposición está determinada por las propiedades de los sedimentos y los procesos hidrodinámicos en el cuerpo de agua y por lo general presenta características diferentes de los sedimentos cohesivos y no cohesivos.

#### 4.2.2.4. Ecuaciones de transporte de sedimentos

Las variaciones temporales y espaciales de la concentración de sedimento en suspensión en la columna de agua se rigen por la ecuación de conservación en masa, también conocida como la ecuación de transporte. Dentro de la columna de agua, las partículas cohesivas son advectivas por el flujo en la misma manera que las partículas son no cohesivos. Por lo tanto, la misma ecuación de transporte es usada para describir el movimiento de todas las clases de tamaño de sedimentos. La ecuación de transporte para la concentración de sedimentos en suspensión puede derivarse de la ecuación 10, bajo coordenadas cartesianas (en la dirección horizontal) y sigma (en la dirección vertical), que tiene la forma:

$$\begin{aligned} \partial_t(HS) + \partial_x(HuS) + \partial_y(HvS) + \partial_z(wS) - \partial_z(w_sS) = \\ \partial_x(HA_H\partial_xS) + \partial_y(HA_H\partial_yS) + \left(\frac{A_v}{H}\partial_z\right) + Q_s \end{aligned}$$

(Ecuación 98)

Donde  $H$  = la profundidad del agua,  $u$  y  $v$  = los componentes de velocidad horizontal en el cartesiano horizontal coordenadas  $x$  e  $y$ ,  $w$  = la velocidad vertical en la dirección vertical  $z$  de coordenadas sigma,  $w_s$  = velocidad de sedimentación del sedimento,  $S$  = la concentración de sedimentos,  $A_v$ . y  $A_H$  - los coeficientes turbulentos verticales y horizontales de difusión, y  $Q_s$  = fuentes externas y se hunde.

Ningún término de decaimiento es incluido en la ecuación 98, ya que los sedimentos en suspensión puede ser asumido a ser conservadores. Para sedimentos no cohesivos, la velocidad de sedimentación  $w_s$  "es una función del tamaño de la partícula, la densidad y forma, y generalmente no se asocia con la

concentración de sedimentos. Para sedimentos cohesivos, la velocidad vertical puede estar relacionado con la concentración de sedimentos y otros factores, tales como corte de flujo.

Condiciones verticales de contorno para la ecuación de transporte de sedimentos al agua de la superficie ( $z = 1$ ) y en el fondo ( $z = 0$ ) son:

$$-\frac{A_V}{H} \partial_z S - w_S = 0 \quad \text{at} \quad z = 1$$

(Ecuación 99)

$$-\frac{A_V}{H} \partial_z S - w_S = J_0 \quad \text{at} \quad z = 1$$

(Ecuación 100)

Donde  $J_0 (= J_d + J_r)$  el flujo de sedimentos neto del fondo a la columna de agua es igual al total de flujo de sedimentos de deposición ( $J_d$ ) y el flujo de la resuspensión de sedimentos ( $J_r$ ).

La ecuación 99, indica que, en la superficie del agua ( $z = 1$ ), no hay transporte neto a través de la superficie libre, y el flujo de difusión,  $-A/H \partial_z S$ , siempre equilibrara el flujo de sedimentación,  $w_S S$ . Los sedimentos del fondo ( $z = 0$ ), el flujo de sedimentos neto,  $J_0$  es igual al total del flujo de sedimentos erosionados y al flujo de sedimentos depositados. El término flujo de sedimentos,  $J_0$  sirve como medio de intercambio de sedimentos entre el fondo y la columna de agua. El cálculo  $J_0$  representa una parte significativa de la dificultad en el modelo de los sedimentos.

El flujo de sedimentación gravitacional ( $w_S S$ ) y los flujos netos de sedimentos en la interfaz de fondo agua-sedimento  $J_0$  representan dos mecanismos importantes en el transporte de sedimentos. Las características del perfil de concentración de sedimentos son muy sensibles a los tiempos marcados de erosión y sedimentación, ya que representan la fuente o total de sólidos en suspensión que se hunden. El flujo de sedimentos neto (resuspensión menos deposición),  $J_0$ , generalmente se determina por fórmulas empíricas basadas en datos medidos.

Una descripción exacta del comportamiento de transporte de sedimentos, que normalmente se realiza a través de las soluciones numéricas de la ecuación de transporte de masa de sedimento, depende fuertemente para la comprensión de la estructura del perfil vertical de las concentraciones de sedimentos y la interacción con el campo de flujo. La distribución vertical de la concentración de sedimentos suspendidos depende de la intensidad de la turbulencia y la velocidad de sedimentación de las partículas. La velocidad de sedimentación rápida, la turbulencia fuerte serán necesaria para mantener el transporte de los

sedimentos. Para los flujos constantes y uniformes en sentido horizontal sin fuente externa de los sumideros ( $Q_S$ ), la ecuación 98, se puede reducir a una forma simple 1D:

$$\frac{A_V}{H} \frac{dS}{dz} - w_S S = 0$$

(Ecuación 101)

Que es similar a las condiciones de borde vertical, indicada en la ecuación. 99, y es válido en toda la columna de agua en este caso. La solución a la ecuación 101, es:

$$S = S_0 e^{\frac{w_S H}{A_V} (z - z_0)}$$

(Ecuación 102)

Donde  $S_0$  es la concentración de sedimentos de referencia en  $z_0$ .

#### 4.2.2.5. La turbidez y la profundidad Secchi

La turbiedad es una medida de la claridad del agua (o transparencia): a medida que se extiende el material en el agua, disminuye el paso de la luz a través de la columna de agua. La turbidez del agua indica cuan turbia o lodosa es el agua. Cuanto mayor sea la cantidad de SST en el agua, se tornará más oscura y mayor será la turbidez medida. Turbidez (y SST) a menudo se incrementan considerablemente durante e inmediatamente después de una lluvia. El flujo de la escorrentía aumenta la velocidad de flujo y las tasas de erosión de las riberas y el fondo del río. El agua muy turbia tiene muchos efectos en la calidad del agua. Si el cuerpo de agua es demasiado turbio durante largos períodos, su salud y la productividad puede ser deteriorada enormemente.

Los tres factores que determinan la turbidez son:

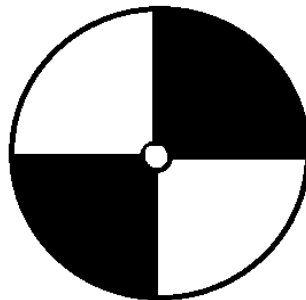
1. Los sedimentos en suspensión (incluidos los de arcilla, limo, y la arena).
2. Pequeños organismos flotantes (por ejemplo, las algas y zooplancton).
3. Materiales de colores.

Las operaciones de dragado, el aumento de las tasas de flujo, o incluso muchos pescados que se alimentan del fondo, pueden agitar los sedimentos del fondo y aumentar la turbidez. Si las poblaciones de zooplancton han disminuido el pastoreo de algas, el aumento de las algas se traducirá en aumento de la turbidez.

Las fuentes de la turbidez son las siguientes:

1. La erosión del suelo de la construcción, la explotación forestal, o las actividades agrícolas.
2. El crecimiento excesivo de algas y la reducción de la población de zooplancton.
3. Descarga de desechos.
4. Escorrentía urbana.
5. Erosión en la orilla.
6. Recirculación de sedimentos del fondo de las inundaciones, dragado, tráfico de barcos, motos de agua, o de los animales que se alimentan del fondo.
7. La decoloración del agua de escorrentía de los humedales y/o descomposición de las plantas.

La profundidad Secchi es una medida de la turbidez del agua (o claridad). Se determina mediante la reducción de un promedio ponderado de un disco de Secchi en un cuerpo de agua hasta el punto en que ya no es visible. La medida del disco de Secchi es quizás una de las más antiguas, más simple y más duradera de todas las mediciones de calidad del agua. Se originó con el italiano Pietro Angelo Secchi astrofísico, que en abril de 1865 utilizó por primera vez algunos discos blancos para medir la claridad del agua en el Mediterráneo. El uso más frecuente del disco Secchi es el que tiene un radio de 20 cm que se divide en cuatro cuadrantes iguales de colores que se alternan en blanco y negro (Ilustración 5). El disco se introduce en agua hasta que desaparece de la vista. Es entonces hasta que apenas sea visible. La media de estas dos medidas es la profundidad de Secchi.



**Ilustración 5. Disco Secchi**

#### **4.2.3. Ondas de viento.**

La razón principal para considerar las olas de viento es que éstas pueden afectar significativamente la deposición de sedimentos y la resuspensión en aguas poco profundas, lo que afecta el transporte de los contaminantes (por ejemplo, metales) y los procesos de eutrofización (por ejemplo, transporte de fósforo). Aquí las

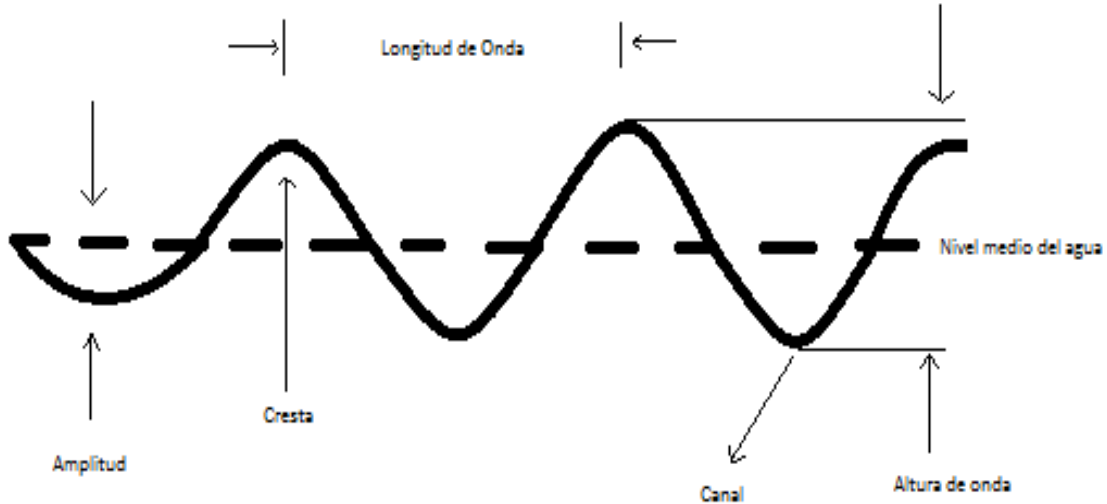
aguas poco profundas son áreas de un cuerpo de agua donde la energía de olas de viento puede llegar a la parte inferior de la columna de agua y contribuir significativamente al cálculo de esfuerzo de corte inferior.

En los cuerpos de agua profundos, las olas de viento por lo general no llegan a la parte inferior, y por lo tanto, tienen poco impacto en la resuspensión de sedimentos. En cuerpos de agua poco profundas, sin embargo, el acoplamiento entre los distintos procesos es mucho más pronunciado y las olas de viento pueden ser importantes en la modelación de los sedimentos, ya que las olas de viento en aguas poco profundas puede aumentar sustancialmente la resuspensión de sedimentos en el fondo. La onda de viento inducida por el movimiento oscilatorio puede aumentar la tensión de corte inferior, suavizar el lecho de sedimentos, y luego dar lugar a la resuspensión de sedimentos. En presencia de corrientes, la combinación onda-corriente puede aumentar el esfuerzo cortante, y el sedimento del fondo puede ser resuspendido y transportados por las corrientes (Jin y Ji, 2004).

#### 4.2.3.1. Procesos de onda

En la Ilustración 6, se ilustran los términos utilizados para describir las ondas, son las siguientes:

1. Cresta de la onda: La mayor parte de la ola que se eleva sobre el nivel del agua.
2. Canal de las ondas: La parte más baja de la ola que está deprimido por debajo del nivel medio del agua.
3. Longitud de onda ( $L$ ): La distancia entre dos crestas de las olas consecutivas o valles de la onda.
4. Altura de las olas ( $H_s$ ): La distancia vertical entre una cresta de la ola y el siguiente canal.
5. Amplitud de la onda ( $A$ ): La distancia vertical entre una cresta de la ola (o valle) y el nivel del agua.
6. Periodo de las olas ( $T_s$ ): El tiempo que tardan dos crestas consecutivas o valles de la onda para pasar un punto dado.
7. Dirección de las olas: La dirección desde la cual las olas se acercan a un lugar.



### Ilustración 6. Bosquejo de una onda sinusoidal.

Las relaciones son:

$$L = \frac{2\pi}{k} = \frac{c}{f} = cT_s$$

(Ecuación 103)

Donde  $k$  = Número de onda,  $c$  = velocidad de onda de fase y  $f$  = frecuencia de onda.

Para un proceso de onda, el movimiento vertical de las partículas es importante y las ecuaciones no hidrostáticas deben ser utilizadas. Después de dejar de lado los efectos no lineales, la viscosidad del agua, la actividad de la turbulencia, y la fuerza de Coriolis, la ecuación de Navier-Stokes, ecuación 19, se puede simplificar a:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x}$$

(Ecuación 104)

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y}$$

(Ecuación 105)



$$\frac{\partial w}{\partial t} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} - g$$

(Ecuación 106)

Donde  $u, v, w$  son los componentes de la velocidad en coordenadas cartesianas  $(x, y, z)$ . La ecuación de continuidad es la ecuación 18 correspondiente, los procesos de ondas a menudo se analizaron utilizando métodos analíticos y numéricos (por ejemplo, Ji y Chao, 1986, 1990). La presión del agua,  $p$ , se puede expresar como:

$$P = P_a - \rho g z + p'(x, y, z, t)$$

(Ecuación 107)

Donde  $P_a$  = presión atmosférica y  $p'(r, y, z, t)$  = presión de agua perturbada. Las condiciones verticales de borde para la superficie del agua ( $z = \eta$ ) son:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} = w$$

(Ecuación 108)

$$p'(x, y, z, t) = \rho g \eta$$

(Ecuación 109)

La condición de frontera vertical en el fondo del agua ( $z = -H$ ) es:

$$w = 0$$

(Ecuación 110)

Bajo la teoría lineal de ondas, las soluciones de onda a las ecuaciones anteriores puede dar lugar a la siguiente relación entre la velocidad de onda de fase y el número de ondas.

$$c = \sqrt{\frac{g}{k} \tanh(kH)}$$

(Ecuación 111)

Donde  $c$  = velocidad de fase de onda (o celeridad),  $k = 2\pi / L$  = número de onda,  $L$  = longitud de onda, y  $H$  = profundidad media del agua. La ecuación 111 también se llama la relación de dispersión de las ondas superficiales.

De acuerdo con los valores de  $kH (= 2\pi H / L)$ , las ondas se pueden clasificar como:

1. Las ondas cortas (o las ondas de profundidad), como  $KH \gg 1$
2. Onda larga (ondas superficiales), como  $KH \ll 1$
3. Ondas intermedias, como  $KH \sim 1$

La distinción entre las ondas cortas y ondas largas tiene poco que ver con la profundidad absoluta de agua, pero está determinada por la relación de la profundidad del agua a la longitud de onda. En la práctica, a menudo se define como:

1. Las ondas cortas (o las ondas de profundidad), como  $H > L/2$ .
2. Onda larga (ondas superficiales), como  $H < L/20$ .
3. Las ondas intermedias, como  $L/20 \leq H \leq L/2$ .

Es importante señalar que sólo las ondas largas (ondas superficiales) pueden afectar significativamente la tensión de corte en el fondo y así influir en la resuspensión de sedimentos. Dado que la energía de las olas disminuye exponencialmente con la profundidad del agua, las olas cortas (o las olas de profundidad) aportan poco a la tensión de corte en el fondo.

Las velocidades de las partículas de agua en la teoría lineal de olas son máximas en la superficie y disminuyen exponencialmente con la profundidad. La órbita de la onda inducida es más grande en la superficie donde el radio es igual a la amplitud de onda [es decir, la mitad de la altura de las ondas ( $H_s$ )]. Por debajo de la superficie del agua, el radio orbital de las partículas disminuye.

Las ondas cortas tienen  $kH \gg 1$  y  $\tanh kH = 1$ . La ecuación 111 se convierte en:

$$c = \sqrt{\frac{g}{k}} = \sqrt{\frac{gL}{2\pi}}$$

(Ecuación 112)

lo que indica que las ondas cortas son dispersivas y su velocidad de fase,  $c$ , depende de la longitud de onda,  $L$ .

Cuando las ondas se mueven en aguas poco profundas, las olas empiezan a interactuar con el fondo y afectan el movimiento orbital. Sus componentes de movimiento horizontal se mantienen, mientras que la componente vertical desciende. Las órbitas se convierten en círculos aplanados o elipses. Cuando la profundidad del agua está entre  $L/2$  y  $L/20$ , la velocidad de la onda se hace más lenta, y las ondas en este rango de profundidad se llaman ondas intermedias.

Cuando las ondas finalmente entran al área con  $H < L/20$ , se convierten en ondas largas (ondas superficiales). Con  $kH \ll 1$  y  $\tanh kH \approx kH$ , la ecuación 111 se convierte en:

$$c = \sqrt{gH}$$

(Ecuación 113)

La ecuación 113 indica que la velocidad de la onda corta está determinada por la profundidad del agua.

Longitud de onda también puede ser calculada en base a la ecuación 111:

$$L = L_0 \tanh\left(\frac{2\pi H}{L}\right) = \frac{gT_s^2}{2\pi} \tanh\left(\frac{2\pi H}{L}\right)$$

(Ecuación 114)

Donde  $L_0 = \frac{gT_s^2}{2\pi}$  = longitud de onda en aguas profundas. Para una onda de viento con un período de 3 s, la longitud de onda en aguas profundas es 14 m. Después del periodo de las olas ( $T_s$ ) y la profundidad del agua ( $H$ ) son conocidos, un método de iteración se utiliza a menudo para calcular la longitud de onda  $L$  en la ecuación 114.

#### 4.2.3.2. Características de las ondas de viento

En orden ascendente de longitudes de onda, las ondas de agua también se pueden clasificar por su fuerza de generación:

1. Fuerzas meteorológicas (presión del viento y la Atmósfera): las ondas del viento pertenecen a esta categoría.
2. Terremotos: Se generan tsunamis.
3. Fuerzas astronómicas: Generan las mareas.

Estas tres ondas son ondas gravitacionales, es decir, tienen la gravedad como la fuerza de restauración. Los tsunamis son olas de larga duración en el océano generadas por alteraciones geológicas y tectónicas debajo del nivel del mar. Los tsunamis viajan a velocidades de hasta 800 km/h en el océano abierto donde son

de baja altura. Sin embargo, los tsunamis pueden alcanzar una altura de 10 metros o más cuando se acercan a la tierra.

Las ondas de viento se forman por el viento que sopla sobre la superficie del agua. Por lo general tienen períodos de 1 a unas pocas decenas de segundos. Las ondas de viento se caracterizan por una amplia gama de alturas, períodos y longitudes de onda. En un momento determinado en el tiempo, un cuerpo de agua siempre tiene más de una oscilación armónica simple. En muchos estudios, tales como el modelo del transporte de sedimentos, sólo las olas más altas son de interés. Una altura de onda significativa es la altura media de las más altas de un tercio de todas las ondas en un periodo dado.

El efecto del viento sobre las olas del agua depende de la distancia a la que el viento puede soplar. Esta distancia se conoce como la extensión, que se define como la distancia horizontal sobre el agua que el viento ha soplado continuo por tierra. Cuando se calcula a lo largo de la dirección de los vientos dominantes, la longitud de buscar puede proporcionar una indicación de la altura de las olas.

Cuando el viento sopla sobre una superficie grande de agua, la energía eólica es transferida al cuerpo de agua. Esta energía es impulsada por la fuerza del viento y ésta pierde fricción con el fondo. La duración del viento, el tiempo y la dirección son factores importantes en la altura de una ola. La energía eólica es la primera que absorbe las ondas de la superficie y luego se disipa rápidamente en las columnas de agua subyacente por procesos de romper las olas y la turbulencia. Estas olas crecen en tamaño y longitud, como resultado del empuje constante del viento sobre la parte de atrás de las olas y el esfuerzo cortante o tangencial entre el viento y el agua. Como forma de ondas, la superficie se hace más áspera, y es más fácil para el viento agarrarse a la superficie del agua áspera y añadir la energía. Este proceso da como resultado mayor resistencia de fricción entre el aire y el agua. La energía eólica se incrementa, y las oscilaciones de la superficie del agua se hacen más grandes.

#### **4.2.3.3. Modelos de las ondas de viento**

Las ondas de viento a menudo son simuladas mediante ecuaciones empíricas o modelos numéricos. Dos modelos representativos de ondas de viento, una empírica y una numérica, son presentadas a continuación.

Modelo SMB (Sverdrup, Munk. Y Bretschneider), es un modelo empírico basado en el análisis dimensional:

$$\frac{gH_s}{U^2} = 0.283 \tanh \left[ 0.53 \left( \frac{gH}{U^2} \right)^{0.75} \right] \tanh \left[ \frac{0.0125 \left( \frac{gF}{U^2} \right)^{0.42}}{\tanh \left( 0.53 \frac{gH}{U^2} \right)^{0.75}} \right]$$

(Ecuación 115)

$$\frac{gT_s}{2\pi U} = 1.2 \tanh \left[ 0.833 \left( \frac{gH}{U^2} \right)^{0.375} \right] \tanh \left[ \frac{0.0125 \left( \frac{gF}{U^2} \right)^{0.25}}{\tanh \left( 0.833 \frac{gH}{U^2} \right)^{0.375}} \right]$$

(Ecuación 116)

Donde  $H_s$  = altura de ola significativa (m),  $T_s$  = periodo de ola significativa (s),  $U$  = velocidad del viento (m/s),  $F$  = ubicación de longitud (m),  $H$  = profundidad media del agua a lo largo de la captación de longitud (m), y  $g$  = aceleración de la gravedad (m/s<sup>2</sup>). Los coeficientes en las ecuaciones 115 y 116 puede variar ligeramente en diferentes formulaciones.

Para derivar las ecuaciones 115 y 116 los supuestos básicos del modelo de SMB son:

1. El viento ha estado soplando bastante tiempo en una dirección para que el campo de la onda tenga tiempo suficiente para entrar en equilibrio con el viento.
2. La velocidad del viento y la profundidad del agua son espacialmente uniforme en toda la extensión.

La entrada del viento a el modelo es típicamente un promedio de más de un intervalo  $1-h$ . Sheng y Chen (1993) aplicaron soluciones similares a las ecuaciones 115 y 116. En las ecuaciones 115 y 116, las consecuencias de asumir una profundidad uniforme es que, en aguas poco profundas, los efectos de profundidad que dependen de los procesos, como la refracción, bancos de arena, y la disipación de ondas, están pobremente descritos. Otra limitación de este método es que la dirección del oleaje no se da, que es información necesaria cuando la combinación de flujo de las olas y las corrientes se calculan para la modelación de los sedimentos. A pesar de estas limitaciones, el modelo de SMB y sus variaciones se utilizan comúnmente para dar un rápido orden de magnitud estimado para las ondas del viento.

Un esfuerzo considerable se ha dedicado a la construcción de modelos numéricos para simular el viento, la interacción no lineal, y la disipación. Una variedad de modelos de olas de viento están disponibles para su uso en la ingeniería práctica y los problemas de investigación. Uno de los modelos de olas de viento muy utilizado es el modelo SWAN (acrónimo de la onda de simulación Nearshore)

(SWAN. 1998). El modelo SWAN cubre refracción, bancos de arena, y el bloqueo de la propagación de ondas y el cambio de frecuencia debido a la variación espacio. El modelo no incluye difracción de las olas o de la reflexión, y por lo tanto más útil en aplicaciones donde la precisión del campo de onda calculada no se requiere en las inmediaciones de obstáculos.

### **4.3. LOS AGENTES PATÓGENOS Y SUSTANCIAS TOXICAS.**

#### **4.3.1. Resumen.**

Los agentes patógenos son microorganismos causantes de enfermedades que incluyen bacterias, virus y protozoos. El término "productos tóxicos" se utiliza para describir una variedad de contaminantes tóxicos en los cuerpos de agua, incluidos los tóxicos de productos químicos orgánicos y metales tóxicos.

El agua contaminada es responsable de la propagación de muchas enfermedades contagiosas. La mayoría de los contaminantes, especialmente los tóxicos, están asociados con los sedimentos en las aguas. La sorción de metales y tóxicos orgánicos en los sedimentos es uno de los procesos más importantes que afectan a su destino y el transporte. Por lo tanto, una descripción precisa de los procesos hidrodinámicos y los procesos de sedimentos es esencial para el destino y transporte de agentes patógenos y sustancias tóxicas.

Un contaminante es una sustancia química o biológica en una concentración que potencialmente pueden causar efectos adversos sobre las propiedades físicas, químicas o biológicas de un cuerpo de agua. Incluye patógenos, metales tóxicos, productos químicos orgánicos tóxicos y otras sustancias nocivas. La contaminación de cuerpos de agua superficiales presenta riesgos graves para los ecosistemas acuáticos y la salud humana. Los contaminantes en un cuerpo de agua pueden ser asumidos por los organismos acuáticos en un proceso llamado bioacumulación. Cuando los animales más grandes se alimentan de estos organismos contaminados, las sustancias tóxicas son retenidas en sus cuerpos, ascienden en la cadena alimentaria en el aumento de las concentraciones en un proceso conocido como biomagnificación. Cuando los contaminantes se bioacumulan en peces, crustáceos y otras fuentes de alimentos, suponen una amenaza para la salud humana.

La mayoría de los contaminantes se asocian, a un mayor o menor grado, con partículas suspendidas y se depositan en los sistemas naturales. Aunque los contaminantes y nutrientes pueden ser transportados en los cuerpos de agua en formas disueltas, la mayor parte de los contaminantes y nutrientes absorben las partículas de sedimentos finos. Los sedimentos son una posible fuente de

contaminantes en sistemas acuáticos. La sorción de metales y tóxicos orgánicos en los sedimentos en suspensión es uno de los procesos más importantes que afectan a su destino, el transporte, y la biodisponibilidad. Los contaminantes pueden ser transportados a través de un cuerpo de agua por los sedimentos en suspensión, depositados en el fondo y/o resuspendidos del lecho de sedimentos, y transformados por factores químicos, biológicos e hidrodinámicos. Por lo tanto, para un tratamiento preciso de los procesos de sedimentos es esencial el destino y transporte de sedimentos asociados a los tóxicos, como metales pesados y químicos orgánicos tóxicos. La velocidad de sedimentación lenta de sedimentos finos se dispersa, con la que muchas sustancias tóxicas se asocian, se sugiere la importancia de simulaciones hidrodinámicas precisas, como parte de transporte cualquier sustancia tóxica de transporte y estudio del destino.

Los sedimentos contaminados pueden matar/afectan a los organismos bentónicos y reducir la disponibilidad de alimentos para animales más grandes, como los peces. Algunos de los contaminantes pueden haber sido liberados años atrás, mientras que otros contaminantes siguen siendo descargados todos los días. Algunos contaminantes se derivan directamente de los residuos industriales y municipales vertidos, mientras que otros provienen de las escorrentías contaminadas en las zonas urbanas y agrícolas. Los contaminantes también pueden llevarse a través del aire y se depositan en lagos y corrientes lejos de las instalaciones que los producen. Incluso después de la eliminación de las fuentes contaminantes principales, los contaminantes depositados en un lecho de sedimentos puede seguir siendo una fuente importante de contaminación por muchos años.

Un escenario típico de la contaminación podría comenzar con la descarga de un contaminante en un río. El contaminante descargado es absorbido en el sedimento, es llevado aguas abajo, y luego se instala en el lecho de sedimentos donde el caudal del río disminuye. Bajo una tormenta, el sedimento depositado, junto con el contaminante, podría ser resuspendido en la columna de agua y suponer un riesgo para el medio ambiente.

Ejemplos de fuentes contaminantes son las plantas de tratamiento de aguas residuales, las escorrentías urbanas, alcantarillas, sistemas sépticos, las descargas industriales y sedimentos contaminados. Los orígenes de los contaminantes pueden dividirse en fuentes puntuales y no puntuales. La contaminación de fuentes puntuales proviene de una fuente específica, que permite identificarlo como un tubo. La contaminación de fuentes difusas, no se puede remontar a un punto específico. Las fuentes puntuales incluyen plantas de tratamiento de aguas residuales, desbordamientos combinados de alcantarillas sanitarias y pluviales, y los vertidos de la industria. Las fuentes no puntuales incluyen escurrimientos de las zonas urbanas, la agricultura y las zonas mineras. A veces, los contaminantes se localizan alrededor de la ubicación de descarga. En otros casos, los ríos y arroyos puede llevar a los sedimentos y los contaminantes

aguas abajo en una distancia larga. La deposición atmosférica es otra fuente de contaminación no puntual. La variabilidad temporal de las fuentes no puntuales está directamente relacionada con la variabilidad hidrológica de la cuenca. La alta escorrentía suele ir acompañado de gran cantidad de sedimentos que pueden contener contaminantes orgánicos y metales pesados. Por ejemplo, la minería es una fuente importante de contaminación de los sedimentos en algunas regiones. La escorrentía agrícola puede contribuir arsénico, mercurio, y una amplia variedad de plaguicidas. La escorrentía urbana es una fuente mencionada con frecuencia de los metales pesados y los PHAs. La deposición atmosférica puede ser una de las principales fuentes de arsénico, plomo, mercurio, y algunos pesticidas.

#### **4.3.2. Patógenos.**

Los microorganismos proliferan en los cuerpos de agua. Muchos de ellos son beneficiosos, funcionando como agentes de la descomposición química, y son componentes esenciales de los ciclos biogeoquímicos. La supervivencia de los ecosistemas es imposible sin los descomponedores. Estos microorganismos son responsables para la conversión de la materia orgánica a los nutrientes inorgánicos que pueden ser utilizados por otras plantas y animales. Ellos funcionan como descomponedores, rompiendo los restos de plantas y animales. Esta actividad libera nutrientes previamente encerrados en la materia orgánica en la cadena alimenticia. Por ejemplo, las bacterias convierten el amoníaco a nitrito y luego convierten el nitrito en nitrato. Estos nutrientes son utilizados por las plantas. En los seres humanos y animales en la cadena alimentaria, los microorganismos que residen en el tracto digestivo ayudan en el proceso de la digestión y se excretan en grandes cantidades.

Las actividades humanas pueden introducir patógenos (causantes de enfermedades) bacterias en un cuerpo de agua. De la gran cantidad de especies de microorganismos presentes en el medio ambiente, los patógenos son un pequeño grupo de microorganismos que son capaces de causar diversos grados de enfermedades en humanos. Mientras que algunos patógenos son de origen natural en el ambiente, la fuente de patógenos es generalmente las heces y otros desechos de los seres humanos y otros animales distintos de sangre caliente. Estos microorganismos pueden entrar en las aguas a través de una serie de rutas, incluyendo la agricultura y las escorrentías urbanas, el mal funcionamiento de los tanques sépticos o plantas de aguas residuales, pluviales o combinadas o desbordes de alcantarillado sanitario que pasan por alto el tratamiento durante las tormentas.

Los patógenos son de tamaño pequeño. Una vez liberados al medio ambiente, son fácilmente transportados por el agua y se encuentran a menudo densamente poblado en materia de partículas en suspensión. Los agentes patógenos se agrupan en tres categorías generales: (1) bacterias, virus (2) y protozoos (3).



Los agentes patógenos pueden infectar a los humanos a través de la piel o ingestión de agua o alimentos contaminados. Ejemplos de patógenos incluyen (1) las bacterias responsables de la cólera y la fiebre tifoidea, (2) los virus responsables de la hepatitis y las enfermedades respiratorias, y (3) los protozoos responsables de la giardiasis. La exposición humana puede ocurrir no sólo por comer mariscos contaminados, sino también de nadar o practicar deportes de contacto del agua en aguas contaminadas. Los pescados y mariscos concentran los patógenos en sus tejidos y pueden causar enfermedades en las personas que los consumen. La contaminación con patógenos también puede ocurrir en conjunción con otros contaminantes inorgánicos. El escurrimiento de una zona ganadera, por ejemplo, pueden contener no sólo a los patógenos, pero los altos niveles de nutrientes también.

Dado que los patógenos tienden a estar en concentraciones muy bajas y hay muchos patógenos diferentes, las pruebas directas de los agentes patógenos son muy caros y poco práctico. El uso de indicadores proporciona evidencia de que un cuerpo de agua pueden contener patógenos dañinos para los seres humanos. Los agentes patógenos se asocian a menudo con residuos fecales. Los cuatro indicadores más utilizados hoy en día son los coliformes totales, coliformes fecales, la *Escherichia coli* (*E. coli*), y enterococos. Los indicadores son bacterias que normalmente están en los intestinos y las heces de animales de sangre caliente, incluyendo la fauna silvestre, animales de granja, mascotas y seres humanos. Las bacterias indicadoras no son generalmente patógenas.

#### **4.3.2.1. Las bacterias, virus y protozoos**

Las bacterias son microorganismos unicelulares y generalmente varían en tamaño de 0,5 a 10  $\mu m$ . Las bacterias son capaces de sintetizar material celular ya sea de materiales inorgánicos u orgánicos. Ciertas bacterias pueden funcionar en ausencia de oxígeno (crecimiento anaerobio), mientras que otros requieren altos niveles de oxígeno para el crecimiento. Las bacterias patógenas que se encuentran en las aguas superficiales se suelen atribuir a los excrementos de humanos y animales de sangre caliente. Las bacterias del grupo coliformes son los principales indicadores de contaminación fecal y con frecuencia se utiliza para evaluar la calidad del agua. Es importante hacer notar, sin embargo, que la mayoría de los tipos de bacterias no son patógenas. El grupo más importante de las bacterias con respecto a la calidad del agua son aquellos asociados con la transmisión de enfermedades.

Los virus son la forma más simple de los microorganismos. Requieren de un anfitrión para vivir y no puede crecer fuera de otro organismo vivo. Una vez dentro del huésped, el virus se reproduce y se manifiesta la enfermedad asociada. La célula huésped produce más partículas virales y los libera al medio ambiente para

nuevos ataques. Los virus atacan a muchos tipos de células, incluyendo bacterias, algas, y las células animales. El grupo de virus más importante afecta la calidad del agua y la salud humana originándose en el tracto gastrointestinal de los animales infectados. Los virus, como la hepatitis A, se excretan en las heces de personas infectadas. Estos virus entéricos representan una amenaza importante para la salud humana.

Los protozoos son también microorganismos unicelulares que se reproducen por fisión binaria y se presentan principalmente en los ambientes acuáticos. Los protozoos patógenos en el agua existen en forma de quistes. Una vez ingeridos, los quistes nacen, crecen y se multiplican, causando la enfermedad asociada. Muchas enfermedades pueden ser transmitidas por los agentes patógenos en los sistemas de agua. Es importante, por lo tanto, observar si los patógenos que causan enfermedades están presentes en un sistema de agua y en qué nivel. Es entonces posible evaluar el riesgo de la enfermedad que se transmite al público en general.

#### **4.3.2.2. Indicadores de patógenos**

Los patógenos en el agua representan una amenaza para la salud humana cuando las personas tienen contacto o ingieren agua o alimentos contaminados. Las técnicas analíticas para la identificación y enumeración de bacterias patógenas en un cuerpo de agua necesitan de mucho tiempo, requieren técnicos bien formados, y por lo general son caros. Los organismos indicadores se utilizan con frecuencia para representar la posible presencia de organismos patógenos. Estos indicadores deben tener ciertas propiedades, tales como:

1. Deben ser fácilmente detectados por los métodos de laboratorio simples.
2. Deben estar asociados con fuentes humanas, de modo que su presencia en el agua indicaría contaminación por los seres humanos.
3. Ellos no deben crecer en la superficie del agua natural.
4. Sus concentraciones debe estar directamente relacionado con el grado de contaminación.

Los métodos de laboratorio se han desarrollado para estudiar la presencia y concentración de organismos indicadores. La presencia de los organismos indicadores muestra que un cuerpo de agua podría estar contaminado. La concentración de los organismos indicadores se correlaciona con la concentración del agente patógeno. Aunque los organismos indicadores no pueden causar enfermedades, ellos pueden ir acompañados de una gran variedad de organismos patógenos que causan la hepatitis, el cólera o enfermedades gastrointestinales. Por lo tanto, las áreas de piscinas, pozos, y/o bancos de mariscos pueden estar

cerradas al público cuando las concentraciones de indicadores se eleva por encima de ciertos criterios de calidad del agua.

Los cuatro indicadores comúnmente utilizados son (1) coliformes totales, (2) coliformes fecales, (3) *E. coli*, y (4) enterococos. Estos indicadores son fáciles de cultivar en un laboratorio y están presentes en grandes cantidades si ha ocurrido recientemente la contaminación fecal. Las bacterias coliformes totales incluyen una colección de microorganismos relativamente inofensivos que viven en grandes cantidades en los intestinos de humanos y animales de sangre caliente y fría. Ellos ayudan en la digestión de los alimentos. Los coliformes totales consisten en ambos componentes, fecales y no fecales. Los coliformes fecales es el subgrupo más importante de las bacterias coliformes totales. Ellos pueden ser separados del total del grupo de coliformes por su capacidad para crecer a temperaturas elevadas y sólo están asociados con la materia fecal de animales de sangre caliente. Aunque las bacterias coliformes no son patógenas normalmente, su presencia indica contaminación fecal y, probablemente, patógenos que causan enfermedades.

Los coliformes totales no son muy útiles para probar las aguas de recreo o de mariscos. Algunas especies de este grupo se encuentran naturalmente en las plantas o el suelo, por lo que su presencia no indica necesariamente que la contaminación fecal. Los coliformes totales son útiles, sin embargo, para probar el agua potable tratada, donde la contaminación por el suelo o el material vegetal no sería un motivo de preocupación (Ohrel y Registro, 2006). Los coliformes fecales son los indicadores más específicos de materia fecal. Son ampliamente utilizados para probar las aguas de recreo. Sin embargo, este grupo puede tener un origen no fecal. Los estudios también encontraron que todos los miembros del grupo coliformes pueden volver a crecer en el agua superficial natural (Gleeson y Gray, 1997).

La *Echerichia coli* es un subgrupo de las bacterias coliformes fecales y también se utiliza como un indicador de contaminación fecal en el agua. En 1885, el bacteriólogo alemán Theodor von Escherich descubrió la bacteria *E. coli* en el colon humano y demostró que ciertas cepas de la bacteria fueron los responsables de la diarrea infantil y la gastroenteritis. Aunque la *E. coli* ha sido a menudo en las noticias como un patógeno transmitido por el agua o por los alimentos, la gran mayoría de las cepas de *E. coli* son inofensivas, incluidos los comúnmente utilizados por los científicos en los laboratorios de genética. La bacteria Enterococos también es un indicador valioso para determinar el grado de contaminación fecal de las aguas superficiales. Uno de los factores a favor de los enterococos como un indicador de patógeno es su resistencia a factores ambientales, en particular a los ambientes salinos, aumentando su capacidad como un indicador adecuado para las aguas marinas.

EPA (USEPA, 1986, 2002) llegó a la conclusión que para el agua dulce, la *E. coli* y los enterococos son los más adecuados para predecir la presencia de enfermedades gastrointestinales que causan los agentes patógenos, y que para las aguas marinas, los enterococos son los más adecuados. Los coliformes fecales, el indicador recomendado inicialmente en 1967 por la Administración de Control de la polución del agua del Departamento del Interior de EE.UU. (USEPA, 1999), tuvo una menor correlación con la gastroenteritis asociada a la natación (que la *E. coli* en las aguas dulces) y enterococos (tanto en aguas dulces y marinas) como indicador, la *E. coli* tiene una gran ventaja sobre los coliformes fecales: es más específica. A pesar de que la EPA recomienda enterococos o *E. coli* para probar las aguas de recreo, muchos estados todavía utilizan coliformes fecales. Esto es en parte por el bien de la continuidad, por lo que los nuevos datos se pueden comparar directamente con los datos históricos. Otra razón se debe a la economía: el método aprobado por la EPA para la prueba de enterococos requiere el uso de un medio de cultivo caro (Ohrel y Registro, 2006).

Los criterios de calidad del agua para los agentes patógenos son las concentraciones de microorganismos indicadores de que no debe superarse con el fin de proteger la salud humana de las enfermedades causadas por agentes patógenos. Como se muestra a continuación, los criterios de la EPA para el baño en las aguas recreativas son 33 enterococos/100mL y 126 *E. coli*/100mL para aguas frescas, y el 35 enterococos/100mL para aguas marinas (USEPA, 1998).

#### **4.3.2.3. Los procesos que afectan a los patógenos**

Las concentraciones de patógenos son controlados principalmente por dos mecanismos: los procesos hidrodinámicos y la degradación. Los factores que pueden influir en las concentraciones de patógenos en el agua incluyen (1) el transporte hidrodinámico, dilución y la sedimentación; (2) la luz del sol, (3) temperatura, (4) la salinidad; (5) la depredación; (6) los niveles de nutrientes; (7) las sustancias tóxicas y (8) otros factores ambientales.

El transporte de los procesos hidrodinámicos y los patógenos diluidos descargados a un cuerpo de agua. Los agentes patógenos poco a poco se asientan y a menudo se adjuntan otros agregados de sedimentación más rápida. Esto se traduce en una disminución aparente en el número de bacterias en la columna de agua. La absorción y la floculación pueden afectar este proceso de sedimentación. Por otro lado, los agentes patógenos que se han asentado en la parte inferior del cuerpo de agua pueden afectar adversamente a los moluscos. Por lo tanto, el proceso de sedimentación es en realidad la eliminación de los patógenos de la columna de agua en el fondo, y una reducción en los niveles de patógenos en la columna de agua simplemente puede significar un aumento de los niveles de patógenos en el fondo.

En el agua clara, la luz del sol es un factor importante para la eliminación de patógenos. La luz visible y ultravioleta (UV) puede matar la *E. coli*. Existe una relación directa entre la intensidad de la luz solar y las tasas de decaimiento de coliformes. Un alto nivel de la luz solar puede causar un mayor decaimiento de *E. coli* a la que podría ocurrir en la oscuridad. En aguas turbias, sin embargo, la capacidad de la luz del sol para eliminar patógenos es limitada, debido a la pobre penetración de la luz UV.

La temperatura es el modificador más importante de las tasas de descomposición, especialmente en agua dulce y en la oscuridad. Las condiciones favorables de temperatura estimulan el crecimiento de las bacterias en la presencia de una alimentación adecuada y condiciones ambientales favorables. Las tasas de descomposición de los agentes patógenos, tales como *E. coli*, son proporcionales a la salinidad en el agua marina. Las concentraciones de nutrientes pueden ser importantes en la determinación de las tasas de descomposición bajo ciertas condiciones. Algunos protozoos pueden ingerir las bacterias. Varias especies de organismos se han mostrado para atacar y destruir *E. coli*. Otros factores ambientales, tales como el pH, metales pesados y sustancias tóxicas, pueden tener efectos significativos en las tasas de decaimiento de los patógenos. Se ha encontrado que cuando los coliformes fecales se someten a la transición desde el entorno de oxígeno generalmente bajo de las aguas residuales a los niveles de oxígeno más altas en las aguas superficiales, el choque de oxígeno promueve la rápida reducción de coliformes (Kott, 1982).

Los estudios de los agentes patógenos en las aguas superficiales por lo general se centran en los organismos indicadores, tales como coliformes fecales, *E. coli* o los enterococos. La modelación de los organismos indicadores generalmente implica el uso de una simple ecuación de decaimiento de primer orden. El destino y el decaimiento de coliformes fecales (u otros indicadores) pueden expresarse como:

$$\frac{dc}{dt} = -k * C$$

(Ecuación 117)

O

$$C = C_0 e^{-kt}$$

(Ecuación 118)

Donde  $C$  = concentración de coliformes fecales, *MPN/100mL* o *contado /100 mL*,  $C_0$  = concentración inicial de coliformes fecales, *MPN* o *contado /100 mL*,  $k$  = tasa de descomposición, y  $t$  = tiempo. Los coliformes fecales se expresan a menudo en el número más probable (*MPN*) por 100 ml (*NMP/100mL*). La velocidad de desintegración (también conocido como la tasa de mortandad),  $k$ , depende del tipo

particular de cuerpo de agua (es decir, río, lago o estuario) y es una función de factores ambientales.

La ecuación 3D para la modelación de patógenos en las coordenadas cartesianas se puede expresar como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S_c$$

(Ecuación 119)

Donde  $C$  = concentración de un organismo indicador ( $NMP/100mL$ ),  $u, v, y w$  = componentes de la velocidad en los ejes  $x, y, y z$ , respectivamente;  $K_x, K_y$  y  $K_z$  = difusividades turbulentas en las direcciones  $x, y, y z$ , respectivamente, y  $S_c$  = fuentes internas y externas y sumideros.

En la ecuación 119, los últimos tres términos en el lado izquierdo (LHS) cuenta para el transporte advectivo, y los tres primeros términos del lado derecho cuentan con transporte difusivo. Estos seis términos de transporte hidrodinámico son los mismos que los de la ecuación de transporte de sedimentos, ecuación 98. El último término en la ecuación 119 representa los procesos cinéticos y las cargas externas.

La ecuación cinética del organismo indicador es

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

(Ecuación 120)

Que puede expresarse como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k * \theta^{T-20} C + Q$$

(Ecuación 121)

Donde  $k$  = de primer orden, velocidad de muerte a  $20^\circ C$  ( $día$ )<sup>-1</sup>,  $\theta$  = efecto de la temperatura en la descomposición de bacterias coliformes, y  $Q$  = cargas externas de bacterias coliformes ( $MPN/100mL/día$ ). Las ecuaciones similares a las

ecuaciones 120 y 121 también se utilizan comúnmente en la calidad del agua y en los modelos de eutrofización.

### 4.3.3. Sustancias tóxicas

Las sustancias tóxicas son aquellas sustancias que pueden causar daño a corto o largo plazo para la salud humana y el medio ambiente. La ingestión, inhalación o contacto directo con la piel son las rutas de exposición a las sustancias tóxicas. Los químicos orgánicos tóxicos (COT) y metales pesados son dos de las principales sustancias tóxicas en el medio natural. Las sustancias tóxicas, como metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PHAs), bifenilos policlorados (PCBs) y los pesticidas, son una preocupación en las aguas superficiales. Estas sustancias entran a los cuerpos de agua a través de las descargas municipales e industriales; las escorrentías de los jardines, calles y tierras de cultivo, y la deposición de la atmósfera. Muchos contaminantes tóxicos también se encuentran en los sedimentos y pueden ser resuspendidos a las columnas de agua por las corrientes, las olas de viento, y/o las mareas. Los contaminantes atmosféricos que eventualmente se depositados en los cuerpos de agua también contribuyen a la contaminación de esta. Por ejemplo, la EPA estima que el 76-89% de las cargas de PCB para el Lago Superior han venido de la contaminación del aire (EPA, 1994a).

Las sustancias tóxicas en un cuerpo de agua puede existir en dos formas básicas: la fase disuelta y la fase de partículas. El primero es transportado con los flujos de agua, y el último a menudo se conecta y se transporta con los sedimentos (o partículas de carbonos orgánicas). Principalmente los que están en la fase disuelta son los que causan daño al medio ambiente. En comparación con los contaminantes convencionales, tales como nitrógeno y fósforo, las sustancias tóxicas pueden ser consideradas perjudiciales en concentraciones muy bajas, como son unos pocos microgramos por mililitros  $\mu g/L$ .

Las versiones históricas de los metales y los químicos orgánicos tóxicos han dejado un legado en los sedimentos del fondo enriquecidos con estos contaminantes. Las características de la contaminación local suelen estar relacionados con las actividades de uso del suelo dentro de la cuenca. Los ríos, lagos, estuarios y en las zonas industrializadas/urbanizadas tienden a tener niveles elevados de metales y compuestos orgánicos. Mientras que el uso de ciertas sustancias químicas (por ejemplo, los PCB) podrían haber sido prohibido o muy restringido, estos contaminantes se han acumulado a niveles que aún puedan ser inaceptables para la salud humana y el riesgo ecológico. Por ejemplo, el río Blackstone, MA, tiene alto nivel de metales tóxicos, que se remonta 200 años, hasta la revolución industrial de América (USEPA, 1996a).

Distintos procesos que muchas sustancias tóxicas se someten son a la bioacumulación y biomagnificación, que no pertenecen a muchos contaminantes convencionales, como el nitrógeno y el fósforo. **La bioacumulación** es el proceso por el cual algunos contaminantes persistentes se concentran y se acumulan a medida que viajan a través de los procesos digestivos de los niveles más altos de la cadena alimentaria. **La biomagnificación** es el aumento de las concentraciones de contaminantes en la biota en cada nivel trófico sucesivo en una cadena alimenticia. La concentración de los contaminantes químicos aumenta progresivamente desde la parte inferior de la cadena alimentaria (por ejemplo, el fitoplancton y zooplancton) a la parte superior de la cadena alimentaria (por ejemplo, los peces se alimentan de aves). La bioacumulación es la acumulación de una sustancia tóxica por organismos acuáticos a niveles de concentración mucho más altos que el medio ambiente circundante. Esto se debe principalmente a la captación y retención de una sustancia química por organismos vivos, como resultado del contacto directo o inhalación de la sustancia química, o comer alimentos contaminados o beber agua contaminada. Por ejemplo, si un depredador se come un gran número de presas, teniendo cada uno con una pequeña cantidad de un contaminante en su cuerpo, los tejidos del depredador podría contaminarse con cualquier contaminante existido en los tejidos de la presa. A través de este proceso de biomagnificación, las sustancias tóxicas pueden moverse a través de la red trófica y se concentran más en los animales a niveles más altos en la cadena alimentaria. De esta forma, ciertos productos químicos como el mercurio, los PCB y algunos pesticidas, pueden ser concentrados a partir de niveles muy bajos en el agua a niveles tóxicos en los animales. De hecho, las concentraciones de PCBs en los tejidos de algunos animales pueden llegar a cientos de miles de veces mayor que el agua circundante.

Muchos productos químicos en los sistemas acuáticos son tóxicos a ciertas concentraciones. Hay una necesidad creciente para el desarrollo de modelos matemáticos y numéricos que pueden ser utilizados para el cálculo de los niveles de seguridad y establecer los criterios de calidad del agua. A fin de que una sustancia que se considera tóxica, varios factores deben ser considerados, incluyendo las siguientes:

1. El potencial de que el ambiente está expuesto a la sustancia.
2. El potencial de que los organismos vivos están expuestos a la sustancia.
3. Los efectos que se derivan de la exposición.

Los contaminantes tóxicos pueden amenazar la salud humana y ecológica, ya sea directamente o a través de la bioacumulación y la cadena alimentaria. Ciertos productos químicos (por ejemplo, mercurio) puede ser particularmente dañinos: muchos plantean riesgos, incluso en concentraciones muy bajas y puede seguir siendo potencialmente peligroso por largos períodos de tiempo mientras que se bioacumulan en el tejido animal o humano. Estos productos químicos pueden ser



extremadamente tóxicos para los seres humanos a niveles bajos de exposición. Los contaminantes pueden depositarse en el fondo de los cuerpos de agua, creando "puntos calientes de contaminación. Las concentraciones de contaminantes se reúnen en los animales que habitan el fondo que trabajan a su manera a través de la cadena alimentaria, en última instancia conduce a la exposición humana.

Los efectos más frecuentemente mencionadas que resultan de la exposición a sustancias tóxicas son la toxicidad aguda y crónica. **La toxicidad aguda** es el efecto tóxico que es lo suficientemente grave como para inducir rápidamente un efecto dentro de un corto período de tiempo, normalmente 96 horas o menos. La toxicidad aguda no siempre se mide en términos de mortalidad. Cualquier efecto biológico dañino puede ser el resultado. **La toxicidad crónica** es el efecto tóxico que persiste o continúa por un período de tiempo relativamente largo y produce un efecto adverso sobre la salud humana y el medio ambiente. Estos efectos podrían incluir la mortalidad, reducción en el crecimiento, y/o reducción en la reproducción.

Para evaluar los efectos de una sustancia tóxica, los procesos de destino y transporte de la sustancia en el medio ambiente deben ser determinados, incluyendo los siguientes:

1. Procesos hidrodinámicos, tales como advección y dispersión de las sustancias tóxicas en la columna de agua.
2. Procesos de sedimentación, como el transporte de sedimentos en la columna de agua, depósito y la resuspensión de los tóxicos absorbidos debido al movimiento de los sedimentos, y de absorción y desorción de los tóxicos de partículas con el sedimento.
3. Las fuentes externas, tales como fuentes puntuales de las plantas de tratamiento de aguas residuales, las fuentes no puntuales de escorrentía, y las deposiciones atmosféricas.
4. Descomposición y transformación de los procesos, tales como la fotólisis, hidrólisis y biodegradación.

Debido a la preferencia por las sustancias tóxicas para sorber a los sedimentos, una descripción precisa de la concentración de sedimentos es importante para el estudio de sustancias tóxicas. Un cambio en el balance de masa de sedimentos en última instancia, influyen en el equilibrio global de la masa tóxica. Además de los sedimentos, las sustancias tóxicas también pueden adherirse a partículas de carbono orgánico. En este caso, el sedimento y el carbono orgánico deben ser considerados en modelación de sustancias tóxicas.

Las sustancias tóxicas en un sistema de agua no son necesariamente conservadoras. Los procesos que pueden tomar las sustancias tóxicas fuera del sistema de agua incluyen los siguientes:

1. La sedimentación y enterramiento de las capas de sedimentos profundos, de modo que los tóxicos estén fuera del sistema de agua.
2. Las reacciones químicas, de modo que los tóxicos se transforman para convertirse en no tóxicos o menos disueltos, ya que la forma disuelta es muy probable que cause efectos adversos.
3. La absorción por cosas tales como las plantas acuáticas, de modo que los tóxicos ya no están disponibles para el sistema.

#### **4.3.3.1. Químicos orgánicos tóxicos**

Los productos químicos orgánicos tóxicos son compuestos sintéticos que contienen carbono. Versiones históricas de los químicos orgánicos tóxicos en las masas de agua han dejado un legado de los sedimentos acuáticos enriquecidos con estos contaminantes. En algunos sedimentos, estos contaminantes se han acumulado a niveles que puedan ser inaceptables para la salud humana y riesgo ecológico. Estos QOT persisten en el ambiente, se bioacumulan y magnifican en la cadena alimentaria. Los QOT se pueden clasificar en función de su uso y clases de productos químicos (CEQ, 1978). Los químicos orgánicos tóxicos que son frecuentemente citados como causantes de daños al medio ambiente incluyen: (1) los PCB, (2) PHA, (3) pesticidas y (4) las dioxinas y los furanos.

En las sociedades modernas, los QOT se han fabricado, utilizado, y dispuestos en grandes cantidades. Muchos de los QOT se consideran recalcitrantes, que se refiere a los productos químicos que resisten la degradación y permanecen en el medio ambiente durante un tiempo muy largo. Estos QOT tienden a persistir y acumularse en el medio ambiente y no se degradan fácilmente en los ecosistemas naturales. Algunos de los QOT, como el DDT y los PCB, se han prohibido su uso en los Estados Unidos durante décadas, sin embargo, continúan causando problemas ambientales. Está bien documentado, por ejemplo, que el DDT construido a través de los niveles de la cadena alimentaria causa graves daños al ecosistema.

Los PCB son un grupo de químicos orgánicos sintéticos prohibidos que fueron fabricados como refrigerantes y lubricantes de equipos eléctricos, hasta que fueron prohibidos en 1970. Son resistentes a la degradación química y biológica y pueden persistir en el medio ambiente durante décadas. Ellos son acumulados por los organismos acuáticos y se amplifica en la cadena alimenticia cuando los animales comen organismos contaminados con PCB. Estos productos químicos altamente persistentes todavía se pueden encontrar en los mayores de aparatos eléctricos y los sitios de residuos industriales. Los problemas relacionados con los PCB incluyen el cáncer, problemas de fertilidad y deterioro del sistema nervioso.

Los PHA son una mezcla compleja de compuestos orgánicos, incluidos los combustibles fósiles y su combustión. Ellos son generalmente los subproductos de

la combustión de petróleo. La exposición se produce generalmente por la inhalación de humo o gases de escape de los automóviles u otros procesos de combustión. Pueden causar dificultades para respirar y son cancerígenos. Muchos PHA se puede dividir en un periodo de semanas o meses por los microorganismos.

Los pesticidas son otra categoría importante de sustancias tóxicas. Son los productos químicos utilizados para controlar o eliminar organismos indeseables, tales como insectos, hongos, u otros que puedan reducir el rendimiento de las cosechas o afectar la salud del ganado. Muchos de ellos se descomponen en productos químicos no tóxicos a los pocos días de su aplicación. Algunos pesticidas son recalcitrantes y pueden acumularse en los sedimentos o bioacumularse en las cadenas alimentarias, lo que plantea riesgos potenciales para la salud de los seres humanos o animales silvestres. Por ejemplo, el DDT es un veneno altamente tóxico que es capaz de matar a muchas especies diferentes. Se utilizaba ampliamente en la década de 1940, la década de 1960 como un pesticida y fue prohibido en los Estados Unidos en 1972, pero se sigue midiendo en los sedimentos y en los tejidos de los animales acuáticos.

Las dioxinas y los furanos son las familias de las sustancias químicas que están presentes en las emisiones de combustión y son conocidos por ser altamente tóxicos para los seres humanos y animales. Son los subproductos creados en dos formas principales: (1) cuando los materiales se queman a bajas temperaturas, y (2) por los procedimientos utilizados para la fabricación de algunos productos. Una vez que han entrado en el medio ambiente, las dioxinas y furanos pueden persistir durante un largo tiempo.

#### **4.3.3.2. Metales**

La definición de un metal puede estar basada en sus propiedades físicas, tales como conductividad eléctrica, la reflectividad, y la fuerza. Por una definición más amplia, sin embargo, un elemento puede ser llamado metal si el elemento pierde uno o más electrones para formar un catión en el agua. Los metales pesados generalmente se refieren a los metales, entre el número atómico 21 y 84. Desde el punto de vista de los estudios de calidad del agua, sin embargo, un metal pesado se refiere a menudo como un metal que es tóxico. Los metales pesados son un grave problema de contaminación cuando su concentración supera los estándares de calidad del agua.

En comparación con los QOT, los contaminantes de metales pesados son penetrantes y persistentes. Los metales pesados pueden estar en una fase disuelta y en una particulada. Los metales en una fase disuelta se mueven libremente en el cuerpo de agua y en una particulada. Los metales en la fase particulada son a menudo absorbidos y transportados con el sedimento. El

Intercambio entre las partículas y el metal disuelto se produce a través de mecanismos de absorción-desorción. En el lecho de sedimentos, los iones metálicos en el agua intersticial del sedimento pueden difundirse a la columna de agua y viceversa, dependiendo del gradiente de concentración. Además, los metales volátiles (por ejemplo, mercurio) son emitidos desde los gases de chimenea industrial y puede ser depositado directamente a las aguas superficiales.

Las características de los metales pesados incluyen (1) bioacumulación y biomagnificación, (2) tiempo de desintegración largo, (3) los fenómenos naturales, (4) estrechamente relacionado con la disolubilidad tóxica del metal, y (5) muchas formas químicas. Frecuentemente los metales pesados incluyen plomo, cadmio, mercurio y otros. Los metales pesados en el medio ambiente son una fuente de preocupación debido a su toxicidad, reactividad y movilidad en los sistemas de agua. Ciertos metales pueden persistir en el medio ambiente, dando tiempo para que en los procesos biológicos se incorporen los metales en las cadenas alimentarias y se biomagnifiquen. Aunque la concentración de metal en una descarga de desechos puede ser pequeña, la concentración puede ser magnificada mucho tiempo por los organismos acuáticos en el cuerpo de agua. Algunos metales pesados son esenciales para la salud de las plantas y animales. Sin embargo, con concentraciones superiores a las necesarias para mantener la vida, puede ocurrir la toxicidad. Las altas concentraciones de metales son a menudo reportadas en los tejidos de peces en lugar de en la columna de agua, debido a que los metales se acumulan en mayores concentraciones en depredadores cerca de la parte superior de la cadena alimentaria.

El plomo y el mercurio más alto rango con respecto al riesgo ambiental real o anticipada. Se puede convertir en metil mercurio y plomo de metilo, que son fuertes venenos nerviosos humanos. El plomo es especialmente dañino para los niños y los fetos en desarrollo. Desde la prohibición de plomo como aditivo de la gasolina, su concentración en el medio ambiente ha ido disminuyendo constantemente. El mercurio ha sido durante mucho tiempo conocido como tóxico, persistente y bioacumulativo, y puede viajar grandes distancias en la atmósfera. Los efectos primarios de salud derivados del mercurio en el desarrollo del sistema nervioso y al cerebro. Cuando el mercurio se deposita dentro de un cuerpo de agua, se puede acumular en los tejidos de los peces a concentraciones mucho más altas que en el agua circundante. El mercurio es el contaminante más común en los peces en los Estados Unidos y Canadá.

Los tiempos de desintegración de los metales son muy diferentes de las de los químicos orgánicos tóxicos. El carácter de un QOT depende de su estructura, una vez que la estructura se destruye, desaparece el efecto tóxico. Los metales, sin embargo, persisten indefinidamente en una forma u otra. En este sentido, los metales representan una amenaza mucho más tiempo en el medio ambiente que los QOT. Puesto que los mecanismos de desintegración se han omitido, la

modelación de metales puede ser relativamente más sencilla que la modelación de los QOT.

A diferencia de los QOT, que son provocados por el hombre, los metales tóxicos pueden ser de origen natural de la disolución de las rocas y minerales. Las actividades humanas, tales como los procesos industriales y mineros, han alterado la distribución de metales en el ambiente. Los metales pueden estar presentes en las plantas de tratamiento municipales, efluentes industriales, lixiviados de vertederos, y las escorrentías de fuentes no puntuales. Además, muchas antiguas áreas industriales tienen suelos con altas concentraciones de metales pesados debido a las antiguas prácticas industriales (por ejemplo, la minería). Las minas abandonadas son una fuente continua de metales tóxicos en varias corrientes.

Los metales disueltos, en lugar de metales totales, son responsables de la toxicidad para los organismos. Los metales disueltos se definen como la fracción que pasa a través de un filtro de  $0.45 \mu m$ , y el metal en partículas se define como el metal total menos el metal disuelto. La fracción disuelta de un metal es una mejor representación de la porción biológicamente activa del metal que es la fracción total. Esto no quiere decir que el metal en partículas no es tóxico, sólo que el metal en partículas parece mostrar toxicidad sustancialmente menor que el metal disuelto. La EPA (USEPA, 1996b) recomienda que las concentraciones de metales disueltos, no metal total, debe ser utilizados en las normas de calidad del agua, porque el metal disuelto se aproxima más a la fracción biodisponible de metal en la columna de agua que el metal total. Los sedimentos juegan un papel importante en la regulación de las concentraciones disueltas en aguas naturales. Los metales pesados están a menudo muy presente en formas no biodisponibles y se sorben a las partículas de sedimento. Las condiciones ambientales, tales como el pH, la temperatura y la salinidad, afectan a la solubilidad de metal de manera significativa. En general, la solubilidad de metal son inferiores cerca de pH neutro que en las aguas ácidas o alcalinas.

Un simple metal puede tener muchas formas químicas diferentes. Debido al enorme número de interacciones relacionadas con el metal en el agua, la concentración de metal debe incluir todas estas formas. Por lo tanto, la concentración total de metal, en lugar de una o unas pocas formas particulares químicas del metal, deben ser considerados en el muestreo y modelación de metales pesados.

#### **4.3.3.3. Absorción y desorción**

Los sedimentos contaminados son una fuente importante de contaminación. Pueden acumularse en el fondo de un cuerpo de agua y contiene materiales tóxicos en concentraciones que pueden afectar negativamente la salud humana o el medio ambiente. Muchas sustancias tóxicas absorben con fuerza a las

partículas. Los procesos de sorción-desorción influyen en la concentración de contaminantes. La sorción con sólidos es una vía principal para el transporte de productos químicos tóxicos en aguas naturales. Debido a las interacciones con la materia particulada, el comportamiento de los contaminantes se ve afectada por el transporte, deposición y resuspensión de los sedimentos. Las sustancias tóxicas disueltas están directamente relacionadas con daños al medio ambiente. Las correspondientes sustancias de partículas tóxicas se consideran a menudo disponibles para la actividad biológica, y por lo tanto no plantea directamente graves problemas de calidad del agua. Además de los metales tóxicos y productos químicos orgánicos, nutrientes (por ejemplo, el fósforo) también puede sorber y ser transportados con los sedimentos.

La sorción es la transferencia de una sustancia de la fase acuosa a la fase sólida. La desorción es el proceso mediante el cual las sustancias se liberan de las partículas de nuevo en agua. La sorción representa la interacción de un contaminante con un sólido y puede ser dividida en adsorción y absorción. La adsorción es el proceso mediante el cual las sustancias se adhieren a la superficie de las partículas, mientras que la absorción es el proceso mediante el cual las sustancias realmente penetran en la estructura de las partículas. Estos dos procesos suelen tener diferentes escalas de tiempo. En la mayoría de circunstancias, sin embargo, esta distinción no tiene mucho sentido, ya que muchas veces no existe información específica y suficiente para separar los dos. Por lo tanto, el término sorción se utiliza en una forma genérica para incluir ambos fenómenos. La sorción puede ser o bien la absorción o la adsorción, o una combinación de los dos. La sorción puede causar la acumulación de un contaminante en un lecho del sedimento o la bioconcentración en peces.

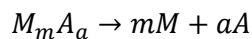
Las fracciones más finas de materiales (por ejemplo, arcillas, limos, y detritus orgánicos) son a menudo más importantes para el transporte de tóxicos. Estas partículas finas se caracterizan por su tamaño, forma, densidad, área superficial, y las propiedades físicas y químicas de superficie. En general, cuanto menor sea el tamaño de las partículas, mayor es la superficie área/volumen y mayor es la capacidad de sorción para el transporte de los contaminantes adsorbidos. Las arcillas tienen una capacidad sortiva alta, mientras que la arena no tiene esencialmente la capacidad de sorción. El área superficial de las partículas también afecta a la capacidad para que los contaminantes interactúen con las partículas. Como las partículas pequeñas tienen una mayor superficie/volumen que las partículas grandes, estas tienden a ser más importante para determinar el comportamiento de los contaminantes. Las partículas más pequeñas son también más fácilmente transportadas por las corrientes y las olas que las partículas grandes.

Los factores claves que determinan el destino y transporte de sustancias tóxicas, incluyen (1) entrada y salida de flujo, (2) la sedimentación de partículas en la columna de agua, (3) absorción y desorción en la columna de agua y el lecho , (4)

el intercambio entre la columna de agua y el fondo a través de la deposición/resuspensión, la difusión y la bioturbación; (5) las pérdidas de la sepultura y la volatilización, y (6) la bioacumulación y la transformación.

Una sustancia tóxica, tal como un metal pesado, puede estar en una fase de partículas o disueltos en el lecho de sedimento o la columna suprayacente de agua. El metal en suspensión se transporta por las entradas y salidas de flujo y se dispersa en la columna de agua y el lecho de sedimentos, el intercambio entre el metal disuelto y el metal en partículas se produce a través de los procesos de adsorción/desorción. Los sedimentos en el lecho pueden ser rastreados y pueden entrar en la columna de agua, mientras que los sedimentos en suspensión pueden someterse a la sedimentación y ser depositados en el fondo. Los metales pesados pueden ser depositados en la columna de agua de la atmósfera. Los metales disueltos en los poros del agua del lecho de sedimento pueden difundirse a la columna de agua y viceversa, dependiendo de la diferencia de concentración entre los dos. Los procesos de transformación química y bioacumulación pueden eliminar el metal pesado fuera del sistema de agua. Los metales pesados también pueden ser enterrados en la capa de sedimento más profunda y luego se retira permanentemente del sistema de agua superficial. Dependiendo de las propiedades de la sustancia, la importancia de estos procesos varía.

Los procesos de absorción y desorción suelen ser rápidos en comparación con otros procesos medioambientales, como son el paso de tiempo del modelo de integración o las escalas de tiempo de decaimiento. Por esta razón, la interacción sortiva entre los componentes disueltos y particulados pueden ser tratados como en equilibrio instantáneo, es decir, se supone que el equilibrio es instantáneamente establecido entre la fase de partículas de una sustancia tóxica y su fase de disolución. En este caso, la solubilidad de la sustancia puede ser medida por su producto de solubilidad, que es el producto de las concentraciones de las especies iónicas que participan en la disolución. Este producto se considera como una constante bajo ciertas condiciones ambientales. Para un metal pesado con la siguiente reacción:



(Ecuación 122)

El producto de solubilidad tiene:

$$K_s = [M]^m [A]^a$$

(Ecuación 123)

Donde,  $K_s$  = producto solubilidad,  $[M]$  = concentración molar del ión metálico y  $[A]$  = concentración molar del componente químico correspondiente.

Como se discutió antes, la concentración de una sustancia tóxica se compone de un componente disuelto,  $C_d$ , y un componente en partículas,  $C_p$ :

$$C = C_d + C_p$$

(Ecuación 124)

El componente en partículas puede ser expresado como un producto de la concentración de la fase sólida tóxica,  $r$ , y la concentración de sedimentos,  $S$ :

$$C_p = r * S$$

(Ecuación 125)

La concentración de fase sólida tóxica,  $r$ , se expresa en peso de sólido seco. Para un volumen dado de agua muestreada, la concentración de la fase sólida tóxica se define como:

$$r = \frac{\text{Masa de los tóxicos absorbidos a los sedimentos en } \mu\text{g or mg}}{\text{Masa de los sedimentos en mg or g}}$$

(Ecuación 126)

Suponiendo que existe un equilibrio entre las fases disueltas y en partículas, que suele ser válido en estudios de modelos tóxicos, el coeficiente de repartición,  $P$ , se define como:

$$P = \frac{\text{Tóxicos absorbidos en los sedimentos (masa del tóxico/masa sedimento)}}{\text{Tóxicos disueltos (masa del tóxico/volumen de agua)}} = \frac{r}{C_d}$$

(Ecuación 127)

La ecuación 127 indica que el coeficiente de partición es la relación de los tóxicos en la fase de partículas (Absorbida en el sedimento) a los tóxicos en la fase de disolución. El coeficiente de partición se expresa generalmente como litros por gramo ( $L/g$ ) o litros por miligramo ( $L/mg$ ). El valor del coeficiente de partición para una sustancia dada se ve afectada por un número de factores. Algunos estudios empíricos han sugerido que el coeficiente de partición está inversamente relacionada con la concentración de sedimentos, mientras que en otros casos, los coeficientes de partición son independientes de las concentraciones de sedimentos (O'Connor, 1988; Ji et al, 2002a). A fin de calcular con exactitud las



fases disueltas y en partículas, se recomienda el uso de datos medidos para estimar los valores de  $P$ .

De los datos medidos, el coeficiente de reparto puede estimarse como:

$$P = \frac{C_p}{C_d} \frac{1}{s}$$

(Ecuación 128)

El significado de  $P$  se hace evidente en la ecuación 128: el coeficiente de partición es la relación entre la concentración particulada y la concentración disuelta por unidad de concentración de sólido suspendido.

#### 4.3.4. Alcance y los procesos de transporte.

Los contaminantes en sistemas acuáticos incluyen nutrientes, sustancias tóxicas orgánicas, metales pesados y patógenos. Si no hay reacciones de degradación producida naturalmente, cada solo contaminante descargado en el pasado, todavía estaría contaminando el medio ambiente. Afortunadamente, los procesos naturales de purificación, como dilución, transporte, remoción y degradación de contaminantes. Esto es esencial para entender la cinética de los reactivos y para describirlos matemáticamente.

Los procesos de destino y transporte de contaminantes son controladas por dos factores: su reactividad y su transporte hidrodinámico. La reactividad incluye (1) los procesos químicos, (2) los procesos biológicos, y (3) Bioasimilación. El transporte hidrodinámico incluye tres procesos de transporte de masas: (1) advección de corriente de agua, (2) la difusión y mezcla turbulenta dentro de la columna de agua, y (3) deposición y resuspensión en la interfaz agua-sedimento en el lecho.

##### 4.3.4.1. Formulaciones matemáticas.

**Reacciones de cero orden.** Una reacción de orden cero ( $m = 0$ ) representa una degradación irreversible de un reactante que es independiente de la concentración de reactante. La solución de la ecuación 129 es:

$$C = C_0 - kt$$

(Ecuación 130)

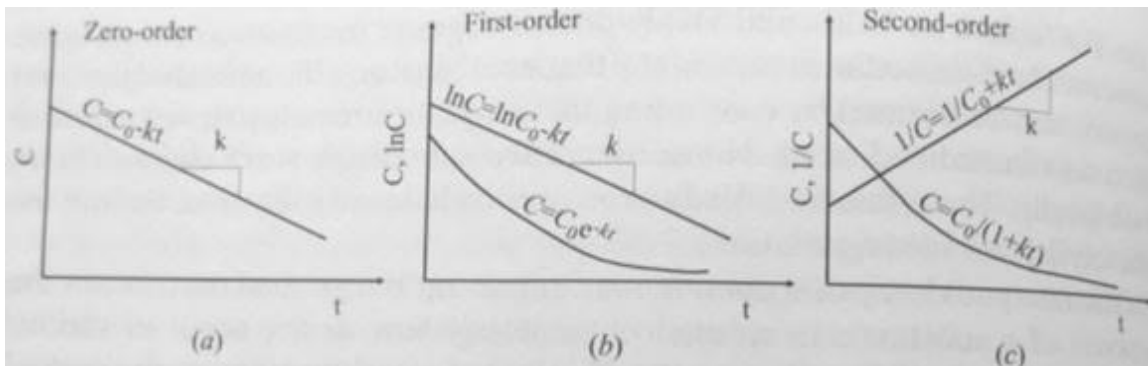
Dónde  $C_0$  = la concentración inicial en  $t = 0$ . En este caso, una gráfica de concentración en función del tiempo debe dar una línea recta con una pendiente de  $k$ , como se muestra en el panel izquierdo de la Ilustración 7, las reacciones de orden cero tienen sus velocidades de reacción determinadas por algún otro factor que la concentración de los materiales reactantes. La producción de metano y la liberación de productos de la hidrólisis de los sedimentos anaeróbicos son ejemplos de reacciones de orden cero (Schnoor, 1996).

**Reacciones de primer orden.** Las reacciones de primer orden ( $m = 1$ ) tienen sus velocidades de reacción proporcional a la concentración de la sustancia reaccionante y son los más comúnmente utilizados en la descripción de las reacciones químicas y biológicas. Para reacciones de primer orden, la solución a la ecuación 129 es

$$C = C_0 e^{-kt}$$

(Ecuación 131)

La ecuación 131 indica que para reacciones de primer orden, la concentración de reactante disminuye exponencialmente con el tiempo. En este caso, una gráfica del logaritmo de la concentración versus el tiempo debe dar una línea recta con una pendiente de  $k$ , como se muestra en el panel central de la Ilustración 7. La mayoría de las reacciones que se encuentran en el medio ambiente puede expresarse convenientemente por una aproximación de primer orden sin mucho error. Ejemplos de reacciones de primer orden son la demanda bioquímica de oxígeno en las aguas superficiales, las tasas de mortalidad y la respiración de las bacterias, y la reacción de producción de algas (Thomann y Mueller, 1987). Observó que, aunque la mayoría de las formulaciones cinéticas se parametrizan por reacciones de primer orden, la derivación de la velocidad de reacción constante  $k$  puede requerir una cantidad significativa de datos.



**Ilustración 7. (a) Concentración versus tiempo para la reacción de orden cero. (b) La concentración y el logaritmo de la concentración respecto al**

tiempo para la reacción de primer orden, (c) Concentración e inversa en función del tiempo para la reacción de segundo orden.

**Reacciones de segundo orden.** Para las reacciones de segundo orden ( $m = 2$ ), la solución ecuación 129 es:

$$\frac{1}{C} = \frac{1}{C_0} + kt$$

(Ecuación 132)

Por lo tanto, si una reacción es, en efecto de segundo orden, una gráfica de concentración inversa de  $C$  ( $1/C$ ) con el tiempo debe dar una línea recta con una pendiente de  $k$  (el panel de la derecha de la Ilustración 7. La ecuación 132, también se puede expresar como:

$$C = \frac{C_0}{1 + kC_0t}$$

(Ecuación 133)

Esto revela que, similar a la reacción de primer orden, la concentración resultante de una reacción de segundo orden también disminuye y se aproxima a cero a medida que aumenta el tiempo. Los procesos que pueden ser descritos por las reacciones de segundo orden incluyen reacciones atmosféricas de gases y tasa de muertes de zooplancton.

Las ecuaciones matemáticas para describir las sustancias tóxicas, incluyendo metales pesados y los productos químicos orgánicos tóxicos, son similares. La ecuación de transporte de 3D para la concentración total de tóxico  $C$  es

$$\begin{aligned} \partial_t(HC) + \partial_x(HuC) + \partial_y(HvC) + \partial_z(wC) - \partial_z(w_s f_p C) \\ = \partial_x(HK_H \partial_x C) + \partial_y(HK_H \partial_y C) + \partial_z\left(\frac{K_v}{H} \partial_z C\right) + R + Q_c \end{aligned}$$

(Ecuación 134)

Cuando  $w_s$  = velocidad de sedimentación del sedimento,  $R$  = reactividad de los procesos químicos y biológicos,  $Q_c$  = fuentes externas tóxicas y sumideros, las coordenadas  $x$  y  $y$  = coordenadas cartesianas en la dirección horizontal, y  $z$  = coordenada sigma en la dirección vertical, que se define en la ecuación 57.

La comparación de la ecuación 134 con la ecuación de patógenos 119 revela que la principal diferencia entre los dos es que la ecuación 134 incluye el término de sedimentación de las partículas,  $-\partial_z(w_s f_p C)$ . En la ecuación 134, la concentración de tóxico total,  $C$ , se modela, en lugar de calcular la fase disuelta y particulada por separado. En la modelación de metales pesados, los mecanismos de destino y eliminación, representada por el término de la reactividad en la ecuación 29, por lo general se desprecia. En este sentido, la modelación de metales es más sencilla que la modelación de algunos químicos orgánicos tóxicos.

Las condiciones verticales de frontera para la ecuación de transporte son:

$$-\frac{K_v}{H} \partial_z C - w_s f_p C = F_0 \quad \text{at water - sediment bed interface } (z = 0)$$

(Ecuación 135)

$$-\frac{K_v}{H} \partial_z C - w_s f_p C = 0 \quad \text{at the water surface } (z = 1)$$

(Ecuación 136)

El flujo neto de los tóxicos del lecho de sedimentos a la columna de agua,  $F_0$  viene dada por

$$F_0 = \max(J_0, 0) \left( \frac{f_p^b}{s^b} + \varepsilon_r \frac{\rho_w}{\rho_s} f_d^b \right) C^b + \min(J_0, 0) \left( \frac{f_p^w}{s^w} + \varepsilon_d \frac{\rho_w}{\rho_s} f_d^w \right) C^w$$

(Ecuación 137)

Donde la  $w$  y  $b$  son los superíndices que definen la columna de agua y las condiciones de los sedimentos en el lecho en la interfase columna de agua-lecho del sedimento, respectivamente,  $\rho_s$  es la densidad del sedimento,  $\rho_w$  es la densidad del agua,  $\varepsilon_r$  y  $\varepsilon_d$  son las relaciones de lecho de sedimentos perdidos en condiciones de resuspensión y deposición, respectivamente. El parámetro  $J_0$  es el flujo neto de sedimentos del lecho a la columna de agua. Esta forma de flujo neto constante representa el arrastre y la expulsión de agua y sustancias tóxicas disueltas desde y hacia la cama debido a la resuspensión de sedimentos y la deposición (Tetra Tech, 2002; Ji et al, 2002a.).

#### 4.3.4.2. Procesos que afectan el destino y el decaimiento

El destino y la descomposición de sustancias tóxicas puede ser resultado de procesos físicos, químicos y/o reacciones biológicas. Además de la sorción y desorción, los procesos que pueden afectar significativamente el destino y procesos de descomposición incluyen (1) mineralización y la descomposición, (2) la hidrólisis, (3) fotólisis, (4) la biodegradación, (5) bioconcentración y (6) la volatilización.

Los procesos de transformación son aquellos en los que las sustancias tóxicas son esencialmente destruidas de manera irreversible, cambiándolas o quitándolas del sistema de agua. Estos procesos de transformación son a menudo descritos por las ecuaciones cinéticas similares a la ecuación 129. La mayoría de los procesos de descomposición se expresan como reacciones de primer orden. Los coeficientes de decaimiento de primer orden para los procesos individuales se suman y pueden ser linealmente superpuestas para formar un coeficiente de descomposición neto:

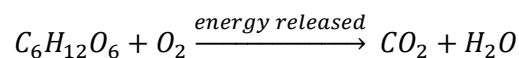
$$k_d = k_m + k_h + k_p + k_{bd} + k_{bc} + k_v$$

(Ecuación 138)

Dónde  $k_d$  = coeficiente neto de descomposición,  $k_m$  = coeficiente de mineralización,  $k_h$  = coeficiente de hidrólisis,  $k_p$  = coeficiente de fotólisis,  $k_{bd}$  = coeficiente de biodegradación,  $k_{bc}$  = coeficiente de bioconcentración y  $k_v$  = coeficiente de volatilización.

**Mineralización y la descomposición.** La mineralización es el proceso mediante el cual se convierte una sustancia orgánica disuelta a la forma inorgánica disuelta. La mineralización produce nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo, disponibles para un nuevo ciclo de crecimiento de las plantas. La descomposición es la ruptura de materiales orgánicos en simples componentes orgánicos e inorgánicos a través de la acción microbiana.

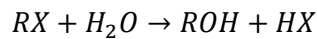
Las bacterias descomponen la materia orgánica para obtener energía para el crecimiento. Los residuos de la planta se descomponen en glucosa que luego se convierte en energía:



(Ecuación 139)

En los modelos de calidad del agua, el término "mineralización", a menudo representa el proceso por el cual la materia orgánica es convertida a la forma inorgánica disuelta, y por lo tanto incluye tanto la respiración heterotrófica del carbono orgánico disuelto y la mineralización del fósforo orgánico disuelto y nitrógeno (Cerco y Cole, 1994 ).

**Hidrólisis.** La hidrólisis es la reacción de un producto químico con el agua, en el que la división de un enlace molecular se produce en la química y hay una formación de un nuevo enlace, ya sea con el hidrógeno ( $H^+$ ) componente o hidroxilo la ( $OH^-$ ) componente de una molécula de agua. Esto implica la ionización del agua, así como división del compuesto hidrolizado:



(Ecuación 140)

Esencialmente, el agua entra en una ubicación polar en una molécula y se inserta, con un componente  $H^+$  va a una parte de la molécula original y un componente  $OH^-$  de ir a la otra. Los dos componentes por separado a continuación. La concentración de iones hidrógeno e hidróxido, y por lo tanto, el pH, es a menudo un factor importante en la evaluación de la velocidad de una reacción de hidrólisis. La hidrólisis es una vía principal para la degradación de muchos compuestos orgánicos tóxicos. Los productos de hidrólisis pueden ser más o menos tóxicos que el compuesto original.

La hidrólisis es una de las más importantes para el destino y los procesos de decaimiento en masas de agua. En los modelos de calidad del agua, la hidrólisis se utiliza para representar el proceso por el cual las sustancias de partículas orgánicas se convierten en forma orgánica disuelta (Cerco y Cole, 1994; Park et al, 1995).

**Fotólisis.** La fotólisis (fotodegradación) es la transformación de un compuesto que resulta directamente de la adsorción de energía lumínica. Los compuestos que absorben la luz solar pueden tener energía suficiente para iniciar una reacción química. Algunas de estas reacciones fotoquímicas resultan en la descomposición o transformación de una sustancia).

La energía de la luz es inversamente proporcional a su longitud de onda. La luz de onda larga no tiene suficiente energía para romper enlaces químicos. La luz de onda corta (rayos  $X$  y  $\gamma$ ) es muy destructiva. Afortunadamente para la vida en la tierra, este tipo de radiación en gran parte se elimina por la atmósfera superior. La luz cercana al espectro visible llega a la superficie de la tierra y se pueden romper los lazos de muchos compuestos orgánicos, que pueden ser importantes en la descomposición de los productos químicos orgánicos en un sistema de agua.

Las características básicas de la fotólisis son

1. La fotólisis tiene dos tipos de absorción de energía: fotólisis directa y fotólisis indirecta. La fotólisis directa es el resultado de la absorción directa de la luz del sol por la molécula de producto químico tóxico. La Fotólisis indirecta es el resultado de la transferencia de energía al producto químico tóxico de alguna otra molécula que ha absorbido la luz del sol.
2. La fotólisis es la destrucción de un compuesto activado por la energía de la luz y es un proceso de descomposición irreversible.
3. Los productos de fotólisis pueden seguir siendo tóxicos y el proceso de fotólisis no conduce necesariamente a la desintoxicación del sistema.
4. El coeficiente de fotólisis en la ecuación 137 es generalmente una función de la cantidad y la distribución de longitud de onda de la luz incidente, las características de adsorción de luz del compuesto, la eficacia en la cual la luz es absorbida y produce una reacción química.

**La biodegradación.** La biodegradación (biolysis) es la descomposición de un compuesto por la transformación mediada por la enzima, principalmente debido a las bacterias, y en menor medida, los hongos. Aunque este tipo de transformaciones microbianas puede desintoxicar y mineralizar los tóxicos, ellos también pueden activar los tóxicos potenciales. La velocidad de biodegradación puede ser muy rápida, lo que significa que la biodegradación es a menudo uno de los procesos de transformación más importantes de agua.

Aunque el proceso de biodegradación es en gran parte mediada por bacterias, la cinética de crecimiento de las bacterias es complicado y no se entiende bien. Como resultado, los modelos tóxicos a menudo asumen tasas constantes de desintegración en lugar de modelar la actividad de las bacterias directamente. La tasa de descomposición de primer orden es de uso general. La velocidad de biodegradación se ve influida por la temperatura del agua y puede ser representado por una función de Arrhenius:

$$k_b = k_{b20}\theta^{(T-20)}$$

(Ecuación 141)

Dónde  $k_b$  = velocidad de biodegradación,  $k_{b20}$  = tasa de biodegradación a  $20^\circ C$ ,  $T$  = temperatura del agua en  $^\circ C$ , y  $\theta$  = factor de corrección de la temperatura. El efecto de la función de Arrhenius es que una temperatura más alta causará una tasa más rápida reacción química. Se da una relación cuantitativa entre la velocidad de reacción y su temperatura.

La velocidad de biodegradación también está relacionada con la concentración del contaminante y puede ser expresado por una típica formulación de Michaelis-Menton:

$$k_b = k_{bmax} \frac{C}{C + C_{1/2}}$$

(Ecuación 142)

Donde,  $k_{bmax}$  = la velocidad de biodegradación máxima,  $C$  = concentración del contaminante, y  $C_{1/2}$  = constante saturación media (Michaelis).

La combinación de las dos anteriores formulaciones da:

$$k_b = k_{max} \theta^{(T-20)} \frac{C}{C + C_{1/2}}$$

(Ecuación 143)

Donde,  $k_{max}$  = la máxima velocidad de eliminación debido a la biodegradación. La ecuación 143 combina los efectos de concentración de contaminantes y temperatura del agua en el proceso de la biodegradación.

**Volatilización.** La volatilización representa una sustancia química en la atmósfera por evaporación del agua. La volatilización es a menudo tratada como un proceso de eliminación irreversible, debido a sus similitudes matemáticas a estos procesos de descomposición. Sin embargo, la volatilización es actualmente una transferencia irreversible, en la que la concentración disuelta en agua intenta equilibrarse con la concentración de la fase gas en la atmósfera suprayacente.

La ley de Henry establece que, a una temperatura dada, la solubilidad de un gas es proporcional a la presión del gas directamente por encima del agua. La volatilización se trata a menudo de manera similar a la superficie de intercambio de oxígeno, donde el flujo de volatilización es proporcional a la diferencia entre la concentración del producto químico en el agua y la concentración de saturación, como:

$$F_v = k_v(C_w - C_{ws})$$

(Ecuación 144)



Donde  $F_v$  = volatilización de flujo,  $k_v$  = velocidad de transferencia,  $C_w$  = concentración de la sustancia disuelta en agua, y  $C_{ws}$  =, la concentración de saturación disuelta del producto químico en el agua.

La ecuación 144 indica que el producto químico entra en el agua cuando el producto químico en el agua está insaturado ( $C_w < C_{ws}$ ), y los químicos dejan (volatiliza) el agua cuando el producto químico en el agua está sobresaturado ( $C_w > C_{ws}$ ). La concentración de saturación disuelta depende de la presión atmosférica parcial y constante de la Ley de la química de Henry. La velocidad de transferencia,  $k_v$  depende de las propiedades del producto químico, así como las características de la masa de agua y la atmósfera, incluyendo el coeficiente de difusión molecular del producto químico en el agua y en la atmósfera, la temperatura, la velocidad del viento, la velocidad de la corriente, y la profundidad del agua. Las condiciones que favorecen la volatilización incluyen alta presión de vapor, alta difusividad y baja solubilidad del gas. Las correlaciones empíricas a menudo se desarrollan de vincular las tasas de transferencia directa a los parámetros físicos, tales como la velocidad del viento, la densidad del agua, y la viscosidad del agua.

Para muchos productos químicos (con oxígeno como una notable excepción), la presión parcial en la atmósfera es insignificante, y la concentración de saturación disuelta ( $C_{ws}$ ) es mucho menor que la concentración disuelta ( $c^*$ ). En este caso, la ecuación 144 se reduce a:

$$F_v = f_v k_v C_w$$

(Ecuación 145)

Dónde  $F_v$  = es el factor de corrección.

**pH.** Modelos de calidad del agua (por ejemplo, Cerco y Cole, 1994; Park et al, 1995) a menudo no simulan carbono inorgánico y las variables asociadas de pH y alcalinidad. El dióxido de carbono (y el carbono inorgánico total) se produce por la respiración, consumida por el crecimiento de algas, y se repone por el intercambio atmosférico. Este sistema de carbonato inorgánico puede ser importante para muchas reacciones químicas. La velocidad de las reacciones químicas puede ser significativamente alterada cambiando el pH. La solubilidad y la biodisponibilidad de muchos productos químicos son también dependientes del pH. Los procesos biológicos, como la reproducción, no puede funcionar en las aguas ácidas o alcalinas. Los metales pesados se vuelven más solubles en agua bajo condiciones ácidas. Este fenómeno agrava los problemas tóxicos de contaminación por la liberación de productos químicos tóxicos almacenados en los sedimentos. Las fuentes comunes de la acidez incluyen desagüe de las minas, el escurrimiento de desechos de las minas y la deposición atmosférica.

Las letras pH significan "El poder del hidrógeno", y el pH es una medida de la concentración de iones hidrógeno. Indica el grado de acidez o basicidad (alcalinidad) de un cuerpo de agua. El valor del pH se define como el exponente en base 10 de la concentración de iones hidrógeno:

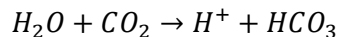
$$\text{pH} = -\log_{10}[H^+]$$

(Ecuación 146)

Donde  $[H^+]$  = concentración molar de iones de hidrógeno.

La escala de pH se utiliza para determinar la naturaleza ácida o alcalina del agua. Se extiende desde 0 a 14 unidades de pH, con un pH 0 es la más ácida, el pH 7 es neutro, y el pH 14 siendo el más alcalino (básico) El agua pura es neutral con un pH de 7. Para cada cambio de 1,0 en el pH, la acidez o alcalinidad de un factor de 10. Por ejemplo, un pH de 5 es 10 veces más ácido que un pH de 6 y 100 veces más ácido que un pH de 7. Cuanto menor sea el pH, mayor es la acidez del agua. Las Aguas alcalinas tienen un factor de  $\text{pH} > 7$ , con una concentración relativamente baja de iones de hidrógeno.

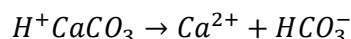
El pH de un cuerpo de agua es el resultado de la relación de  $H^+$  a  $OH^-$ . En las aguas naturales, esto generalmente depende del equilibrio ácido carbónico. Cuando el dióxido de carbono ( $CO_2$ ) de la atmósfera entra en un cuerpo de agua, pequeñas cantidades de ácido carbónico se forman. El ion hidrógeno puede ser producido por el dióxido de carbono reaccionando con agua.



(Ecuación 147)

Esta reacción aumenta la concentración de iones hidrógeno, y por lo tanto disminuye el pH. Debido que el  $CO_2$  está en la atmósfera y también puede ser producido por el crecimiento de algas en el agua,  $CO_2$  reacciona con el agua, es un proceso común que afecta a valores de pH en un sistema acuático. Existe una relación inversa entre el pH y  $CO_2$ . Cuando las plantas acuáticas eliminan  $CO_2$  del agua para formar la materia orgánica a través de la fotosíntesis, el pH aumenta.

El carbonato de calcio disuelto (piedra caliza) existe normalmente en el agua. Cuando un ácido interactúa con la piedra caliza, se produce la siguiente reacción:



(Ecuación 148)

A diferencia de la reacción de la ecuación 146, que disminuye el valor del pH, esta reacción consume los iones de hidrógeno, aumentando así el valor del pH.

La variación diaria de pH puede ser causada por el crecimiento de vegetación acuática. Durante el día, la fotosíntesis de las algas utiliza dióxido de carbono y libera oxígeno disuelto. La captación de  $CO_2$  conduce a la muerte de los iones de hidrógeno y el aumento del pH. En la noche, las paradas de la fotosíntesis y la liberación de  $CO_2$  por las algas, conducen a la disminución del pH. La disponibilidad de luz disminuye con la profundidad del agua, también lo hace la tasa de fotosíntesis de las algas. En un lago profundo, la fotosíntesis de las algas en el agua superficial reduce la concentración de  $CO_2$ , dando lugar a un aumento en el pH. En aguas más profundas, sin embargo, la respiración de las algas es el proceso biológico principal, resultando en un aumento en  $CO_2$  y una disminución en el pH. Por lo tanto, el pH y ( $CO_2$ ) por la tarde tienden a ser mayor (menor) en las aguas superficiales que en aguas más profundas. Los lagos altamente eutróficos pueden exhibir una gran diferencia en el pH ( $CO_2$ ) entre la superficie y las capas inferiores.

#### 4.3.5. Modelación de contaminantes.

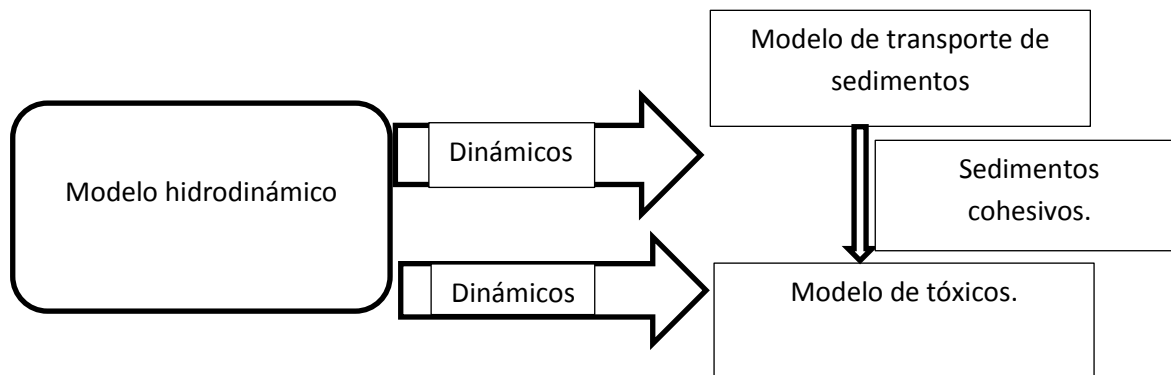
El destino y el transporte de los contaminantes son procesos complejos que incluyen el transporte físico, químico y la cinética biológica. Los contaminantes en un cuerpo de agua pueden ser el resultado de cualquiera de las prácticas de eliminación pasadas o presentes. Interrumpir las fuentes no siempre resuelve el problema (por ejemplo, el DDT persiste durante muchos años). Por consiguiente, son esenciales los modelos matemáticos para evaluar los contaminantes, son exactos y fiables. En las últimas décadas, se han realizado importantes avances en el desarrollo de modelos numéricos, la recopilación de datos, software y hardware. Estos desarrollos han ayudado a los modelos matemáticos para convertirse en herramientas confiables para la gestión ambiental y de ingeniería.

Una sustancia tóxica se compone generalmente de dos formas: disuelto y particulado. Un modelo típico tóxico debe incluir lo siguiente:

1. Un modelo hidrodinámico y de sedimentos que provee el transporte y la información de la solución.
2. De absorción y desorción de la interacción entre los tóxicos y partículas disueltas.
3. Las interacciones e intercambios entre el lecho de sedimentos y la columna de agua suprayacente.

4. El transporte, el destino, y el decaimiento de los tóxicos en la columna de agua y el lecho de sedimentos.
5. Cargas exteriores al sistema.

La Ilustración 8 proporciona la estructura de un modelo típico tóxicos (Tetra Tech, de 2002;. Ji et al, 2002a). Las condiciones previas para un éxito de la simulación del transporte de sustancias tóxicas son la descripción adecuada de la hidrodinámica y el transporte de sedimentos. El acoplamiento hidrodinámico de un bien desarrollado y el modelo de transporte de sedimentos con un modelo de tóxico es un componente clave para la modelación de tóxicos. En primer lugar, la calibración hidrodinámica deben ser razonable y el campo de flujo debe ser entendido correctamente, ya que el modelo hidrodinámico proporciona la turbulencia actual, la mezcla y la profundidad del agua. En segundo lugar, el transporte de sedimentos cohesivo debe ser simulado de forma real, ya que es a menudo el portador de la sustancia tóxica de partículas. Por último, sobre la base de estos resultados de los modelos, el modelo de transporte de tóxicos calcula las concentraciones de tóxicos, incluyendo el disuelto y las partículas, en la columna de agua y en el lecho de sedimentos.



### Ilustración 8. Estructura de un modelo típico de tóxicos.

Además de los parámetros hidrodinámicos y los sedimentos, la modelación de tóxico a menudo requiere un ajuste de los parámetros siguientes:

1. Coeficiente de partición (en su mayoría ajustada en el metal tóxico y modelación de QOT).
2. Tasa de descomposición (en su mayoría ajustada en el modelado de agentes patógenos y QOT).

Para diferentes contaminantes, tales como patógenos, QOT, o metales, los valores de estos parámetros pueden variar considerablemente y son a menudo dependiente de la temperatura. Estos parámetros deben ser estimados, siempre que sea posible, sobre la base de datos de medición tomados del sitio de estudio, ya que son por lo general en sitios específicos y varían radicalmente de un contaminante a contaminante. En el caso de que los datos de medición no están disponibles para la estimación de parámetros, los valores de revisiones de la literatura deben ser usadas como referencia. Hay muchas publicaciones sobre este tema, tales como Bowie et al. (1985), Thomann y Mueller (1987), Chapra (1997), y la goleta (1996).

Los datos utilizados en un modelo tóxicos incluyen los siguientes:

1. Las concentraciones de los contaminantes (patógenos, metales, o los COT) en la columna de agua. Para los metales y los COT, las concentraciones deben ser separados en fases disueltas y en partículas.
2. Las concentraciones de los contaminantes en el lecho de sedimentos.
3. Externos cargas tóxicas en el cuerpo de agua.

#### **4.4. CALIDAD DE AGUA Y EUTROFIZACIÓN.**

##### **4.4.1. Resumen.**

##### **4.4.1.1. Las algas.**

Las algas son un grupo de plantas acuáticas que contienen clorofila y crecen mediante la fotosíntesis. La mayoría de las algas tienen clorofila como el pigmento primario para la fijación de carbono. Las algas captan nutrientes, incluyendo fosfato, amonio, nitrato, sílice, y dióxido de carbono; del agua o los sedimentos bentónicos y liberan oxígeno al agua. Las algas pueden ser de flotación libre o enraizada en el fondo de un cuerpo de agua. La mayoría de las algas de libre flotación no son visibles para el ojo. Un exceso de algas se conoce como *eutrofización*.

El plancton, es un grupo de pequeñas plantas y animales que viven en el agua y flotan pasivamente o nadan débilmente. El plancton generalmente se desplaza en el agua y están sujetos a la acción de las olas y corrientes. El plancton son el fitoplancton (plantas) y zooplancton (animales). Algunos fitoplancton son capaces de migrar distancias cortas arriba y hacia abajo en la columna de agua con los cambios en los niveles de luz solar desde del día a la noche. En estudios de modelación de calidad del agua, el fitoplancton se conoce como (libre flotación) algas. El fitoplancton son productores primarios y forman la base de la cadena

trófica de un ecosistema acuático. A través de la fotosíntesis, transfieren la energía del sol en materia vegetal y proporcionan alimento para el siguiente nivel trófico de los organismos. Los pequeños animales acuáticos se alimentan de algas y, a su vez son comidos por los animales más grandes, que son comidos por peces más grandes. Por lo tanto, la energía y los nutrientes se originan de la cascada de fitoplancton a través de la red alimentaria. En la mayoría de los casos, los fitoplancton son más importantes que las vegetaciones acuáticas enraizadas en la producción de alimentos básicos de un ecosistema. Son las plantas más biológicamente activas en los ecosistemas acuáticos y, en general tienen una mayor influencia en la calidad del agua que otras plantas.

Los fitoplancton existen en numerosas formas y viven en casi todo tipo de ambientes. Una simulación de una floración de algas en el nivel de especies individuales es probable que tenga éxito. Es más conveniente centrarse en los grupos de algas. Desde el punto de vista de modelación, las algas se agrupan a menudo sobre la base de la capacidad de adaptación de las algas a las condiciones ambientales, como temperatura, luz, y las condiciones nutricionales. Los grupos de algas incluyen (1) las cianobacterias (algas azul-verdosas), (2) las algas verdes y (3) diatomeas.

A excepción de su clorofila basada en la fotosíntesis, las algas azul-verdosas son en realidad las bacterias. Son los productores primarios muy importantes en ambos sistemas de agua dulce y marinos. Cuando está presente en grandes grupos o flores, estas algas aparecen como una coloración azul-verdosa en el agua. Muchas especies de algas azul-verdosas son indeseables. Ellas pueden crecer prolíficamente en las aguas, producen sustancias químicas que son dañinas para los animales y los seres humanos, forma escoria en la superficie del agua, y puede causar un mal olor y sabor en el agua potable. Las cianobacterias son conocidas por causar problemas de agua debido a la liberación de los residuos orgánicos disueltos y en general se considera inaceptable cuando se producen en grandes concentraciones.

Las cianobacterias tienen varias características que les permiten dominar y crear condiciones molestas o nocivas. Son muy tolerantes en situaciones ambientalmente extremas. Algunas de las especies azul-verdosas pueden flotar o hundirse dependiendo de las condiciones de luz y el suministro de nutrientes, lo que les permite controlar su posición en la columna de agua y les da una ventaja sobre otras algas. La flotabilidad positiva de las algas azul-verdosa puede resultar en acumulaciones de masa en la superficie, dependiendo de las condiciones de luz solar, velocidad del viento, y la mezcla vertical. Posteriormente, esas escorias reduce drásticamente la disponibilidad de luz para las plantas acuáticas (por ejemplo, SAV) por debajo de la superficie. Algunas algas azul-verdosas son capaces de fijar nitrógeno ( $N_2$ ) gaseoso, que se deriva de la atmósfera y se disuelve en el agua, como una fuente de nitrógeno. Esta fijación les permite crecer.

Las algas verdes existen en diversos tamaños, figuras y formas de crecimiento. Dependen de la mezcla vertical en la columna de agua para el ciclo a través de la zona eufrótica. Las diatomeas son un grupo de especies de fitoplancton utilizando sílice como un componente estructural de la pared celular. Dependen de la turbulencia del agua que permanece suspendida. Las diatomeas son generalmente un grupo de fitoplancton preferido para soportar mayores niveles tróficos.

En aguas naturales, algunas especies de algas florecen por un período de tiempo y luego dan paso a otras especies que son más compatibles con las nuevas condiciones como la temperatura, la luz del sol, y/o la concentración de nutrientes. Por lo general, las primeras algas aumentan a principios de primavera son frecuentes las diatomeas, seguido de las algas verdes, y luego las algas azul-verdosas. Puede haber otra floración de algas como la estratificación de la temperatura que se desvanece en el otoño, antes de que las concentraciones de algas se reducen a niveles bajos durante el invierno. Aunque este patrón general se observa a menudo, también puede tener variaciones significativas, dependiendo de las características de un determinado cuerpo de agua (USEPA, 2000b).

Según Liebig "Ley del Mínimo", la falta de algún nutriente esencial puede limitar el crecimiento de algas. En la mayoría de los cuerpos de agua, tales como, el fósforo y el nitrógeno son los nutrientes más limitantes. Para el crecimiento de las algas, el nitrógeno y el fósforo deben estar presentes. En los ríos, lagos y otros sistemas de agua dulce, las concentraciones de fósforo son a menudo bajas y limitan el crecimiento de algas. Por lo tanto, el aumento de las cargas de nitrógeno normalmente no dan lugar a grandes incrementos en las algas. Por ejemplo, si un lago tiene un abundante suministro de todos los nutrientes excepto fósforo, entonces el crecimiento de las algas será controlada por la concentración de fósforo. Si el fósforo se añade al agua, el crecimiento de algas se incrementará. En los estuarios y aguas costeras, sin embargo, el fósforo es generalmente más abundante y el nitrógeno puede limitar el crecimiento de algas. Como aumentan las entradas de nitrógeno, la concentración de algas en los sistemas de estos aumentan y las floraciones pueden ocurrir.

#### **4.4.1.2. Nutrientes**

Los nutrientes son elementos o compuestos químicos necesarios para el crecimiento de los organismos vivos. El nitrógeno, fósforo, dióxido de carbono y sílice son nutrientes esenciales necesarios para el crecimiento de algas y la supervivencia. El silicio es importante sólo para las diatomeas; esta forma la base de su estructura esquelética. Además de estos nutrientes, el crecimiento de algas requiere una gran cantidad de otros micronutrientes, tales como hierro,

manganeso, potasio, sodio, cobre, zinc y molibdeno. Sin embargo, estos nutrientes menores generalmente no son considerados en los modelos de calidad del agua, ya que se necesitan sólo en pequeñas cantidades y que habitualmente están presentes en cantidades suficientes para el crecimiento de algas.

Si bien los nutrientes son esenciales para las algas, los niveles excesivos de nutrientes pueden ser perjudiciales para los ecosistemas. Los nutrientes son considerados como contaminantes cuando sus concentraciones excesivas causan la eutrofización y estimulan en exceso el crecimiento de malezas acuáticas y algas. Los nutrientes son una de las principales causas de deterioro del agua, junto con la sedimentación de partículas y patógenos. Además de causar la eutrofización, los nutrientes también pueden resultar en problemas de salud humana. Por ejemplo, los niveles de nitrato  $> 10 \text{ mg} / \text{L}$  en el agua potable pueden causar niveles bajos de oxígeno y pueden ser mortales en la sangre cuando es ingerida por los lactantes. El agua enriquecida con nutrientes comúnmente lleva altos costos en el tratamiento del agua para lograr una calidad aceptable del agua potable.

Los nutrientes pueden existir en diferentes formas:

1. En la columna de agua como nutriente disuelto y particulado.
2. En el lecho de sedimentos adsorbidos a los sedimentos en forma de partículas y en los poros del agua como en forma disuelta.
3. En las formas contenidas en las algas, peces y otros organismos vivos.

En la mayoría de los estudios, las formas de fósforo y nitrógeno se definen operacionalmente sobre la base de los métodos analíticos disponibles. La distinción entre partículas y formas disueltas depende del tamaño de poro del filtro utilizado para separar las dos fracciones. Los filtros con un tamaño de poro de  $0,45 \mu\text{m}$  se utiliza comúnmente para separar el particulado y el disuelto.

Comprender la relación entre las formas de nutrientes y su biodisponibilidad es importante. Los nutrientes también se pueden agrupar en orgánicos e inorgánicos. Los nutrientes biodisponibles están en una forma disuelta, libre de adsorción o la complejidad del otro, de tal manera que son fácilmente asimilados (absorbido) por las plantas. Las formas directamente disponibles son principalmente inorgánico, aunque algunas algas son capaces de utilizar formas orgánicas (Darley, 1982). Los dos nutrientes de mayor preocupación son el nitrógeno y el fósforo, que se disuelven en formas inorgánicas de amonio ( $\text{NH}_4$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ) y ortofosfato ( $\text{PO}_4$ ).

Además del reciclaje interno, los nutrientes se introducen en un cuerpo de agua a través de fuentes puntuales y no puntuales, como vertidos de aguas residuales de plantas de tratamiento, la escorrentía de las zonas urbanas y las tierras agrícolas, la entrada a las aguas subterráneas por fuga de los sistemas sépticos, y la



deposición atmosférica. El nitrógeno también puede entrar y salir de un cuerpo de agua en forma de gas  $N_2$  a través del intercambio libre de la atmósfera y algunas especies de algas azul-verdosas que pueden obtener el nitrógeno de la atmósfera a través de los procesos de fijación de nitrógeno.

El estado trófico de un cuerpo de agua debe basarse en el total de las concentraciones de nutrientes, como el TP y TN, en lugar de fósforo inorgánico disuelto solo (DIP) o el nitrógeno inorgánico disuelto (DIN). Los nutrientes inorgánicos se pueden agotar y reciclar rápidamente en un cuerpo de agua. Por esta razón, la mayoría de los programas de monitoreo se centran en el total de las concentraciones de nutrientes, en lugar de las fracciones disueltas. En comparación con DIN y las concentraciones de DIP, las concentraciones de TP y TN reflejan mejor el estado trófico de un cuerpo de agua, ya que el crecimiento de algas afecta significativamente a los nutrientes inorgánicos disueltos. Las algas utilizan directamente DIN y DIP y se agotan durante la temporada de crecimiento de las algas. Por lo tanto, los niveles moderadamente bajos de DIN o DIP no necesariamente resultan en bajas concentraciones de algas. Todavía puede haber un suministro suficiente de DIN o DIP en la columna de agua que puede ser transformada a partir de N y P.

Los nutrientes son difíciles de controlar debido a su ciclo a lo largo de un ecosistema. En lugar de dejar el cuerpo de agua, los nutrientes pueden completar un ciclo entre la columna de agua, las algas y el sedimento del fondo. Por lo tanto, las entradas graduales de nutrientes puede causar la acumulación de nutrientes en el cuerpo de agua a través del tiempo. Por ejemplo, los nutrientes son absorbidos por las algas. La sedimentación de las algas y la mortalidad de las algas resultan en la transferencia de nutrientes al lecho de sedimentos. En el verano, con aumento de la temperatura, los nutrientes vuelven a la columna de agua cuando las algas se descomponen y mineralizan en el fondo del agua. Los nutrientes liberados de los sedimentos del lecho pueden apoyar el florecimiento de algas en verano.

Los principales procesos que afectan a la concentración de nutrientes y el ciclo incluyen (1) la captación de las algas, (2) hidrólisis de la conversión de nutrientes orgánicos en partículas en forma orgánica disuelta, (3) la mineralización y la descomposición de los nutrientes orgánicos disueltos, (4) las transformaciones químicas de los nutrientes, (5) la absorción y desorción de los sedimentos (6), la sedimentación de materia particulada, (7) flujos de nutrientes en el lecho de sedimentos, y 8) las cargas de nutrientes externos.

### **Ciclo del nitrógeno.**

El nitrógeno es uno de los elementos más abundantes en la Tierra, lo que representa el 78% de la atmósfera terrestre por volumen (~ 75% en masa). El nitrógeno es utilizado principalmente por plantas y animales para sintetizar

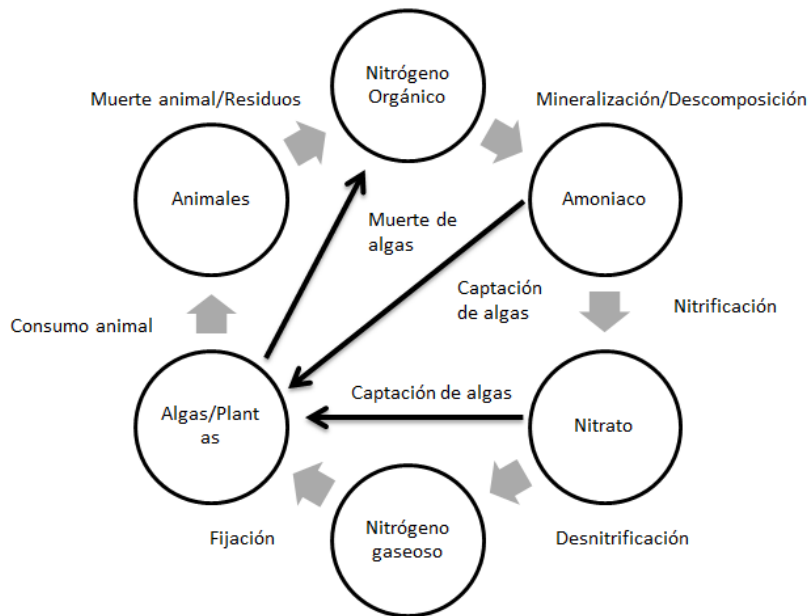
proteínas. Es un componente importante de las proteínas, se encuentra en las células de todos los organismos vivos, y se recicla continuamente por las plantas y animales. El nitrógeno entra en el ecosistema en formas químicas diferentes.

El nitrógeno orgánico es una forma de nitrógeno unido a un compuesto orgánico. El nitrógeno inorgánico puede existir en un estado libre en forma de gas ( $N_2$ ), o como nitrato ( $NO_3$ ), nitrito ( $NO_2$ ), o el amoníaco ( $NH_3$ ). El amoníaco es a menudo la forma principal de nitrógeno disuelto en un sistema acuático y es la principal forma de nitrógeno utilizado para el crecimiento de algas.

El amoníaco es una forma disuelta inorgánica de nitrógeno. El amoníaco total incluye ion amonio ( $NH_4^+$ ) y  $NH_3$  no ionizado. Las concentraciones de  $NH_4$  son normalmente mucho mayor que la concentración de  $NH_3$ . Es por eso que el  $NH_4$  se utiliza a veces para representar (el total) de amoníaco en las discusiones. Tanto  $NH_4$  y  $NO_2 + NO_3$  se utilizan para la absorción de las algas. Mientras  $NH_4$  es la forma preferida de nitrógeno para el crecimiento de algas, las algas utilizan  $NO_2 + NO_3$  para el crecimiento cuando la concentración de  $NH_4$  se agota. Bajo condiciones específicas de temperatura y pH, el componente no ionizado de  $NH_3$  pueden ser tóxicos para la vida acuática; la toxicidad aumenta como aumenta el pH (o temperatura). La gran mayoría del amoníaco producido en el mundo se utiliza en fertilizantes. Dado que la descomposición de la urea y la proteína también puede producir amoníaco, a menudo se encuentran en las aguas residuales domésticas.

Todos los nutrientes necesarios para el crecimiento de algas, tales como nitrógeno, fósforo, carbono y sílice, se someten al reciclaje constante entre las formas orgánicas e inorgánicas. Un ciclo de nutrientes representa las conversiones de los ciclos naturales de los nutrientes de una forma a otra dentro de un ecosistema. Para estudiar el proceso de eutrofización, es esencial comprender el ciclo de los nutrientes. El ciclo del nitrógeno comprende varias formas en la columna de agua, en el aire, y en el lecho de sedimentos. Debido a que no absorbe fuertemente a los sedimentos, el nitrógeno se mueve con facilidad entre la cama de sedimento y la columna de agua y los ciclos son de forma continua. El diagrama de la Ilustración 9, muestra una visión general del ciclo del nitrógeno en ambientes acuáticos. Incluye las siguientes fases principales:

1. El nitrógeno orgánico (ON).
2. El amoníaco ( $NH_3$ ) y amonio ( $NH_4$ ).
3. Nitritos y nitratos ( $NO_3 + NO_2$ ).
4. El nitrógeno gas ( $N_2$ ).
5. Algas y plantas.
6. Zooplancton y los animales acuáticos.



### Ilustración 9. Ciclo del nitrógeno en los procesos de un sistema acuático.

Los componentes principales del ciclo de nitrógeno son nitrógeno orgánico, amoníaco y nitrato. El nitrógeno orgánico es una de las formas primarias de las cargas de nitrógeno externas. El nitrógeno orgánico se somete a descomposición bacteriana y es mineralizado en amoníaco Ilustración 9.

La nitrificación es la oxidación de sales de amonio a través de las bacterias a los nitritos y la posterior oxidación de nitritos a nitratos. En presencia de las bacterias nitrificantes y oxígeno, el amoníaco se convierte rápidamente en nitrito y nitrato posteriormente a través del proceso de nitrificación. El nitrato se puede convertir a nitrógeno gas a través de la desnitrificación en condiciones de bajo OD. El nitrógeno gas producido sale del sistema acuático y se libera a la atmósfera. La desnitrificación cerca del fondo de un cuerpo de agua, tal como un lago, puede ser un importante mecanismo de pérdida de nitrógeno. La fijación de nitrógeno es el proceso biológico en el que  $N_2$  de la atmósfera es consumido por las algas y se convierte en nitrógeno orgánico. Como se mencionó anteriormente, algunas especies de algas azul-verdosas son capaces de fijar  $N_2$  directamente desde el aire, cuando el nitrato y el amoníaco no están fácilmente disponibles. Esto hace que sea difícil de utilizar nitrógeno como un nutriente limitante para controlar el crecimiento de algas.

Tanto  $NH_4$  y  $NO_2 + NO_3$  se retiran de la columna de agua por algas y plantas acuáticas durante la fotosíntesis y, luego se incorporan en la cadena alimentaria. Los animales acuáticos obtienen su nitrógeno al comer algas y plantas. Los residuos y la muerte de los animales proporcionan nuevas fuentes de nitrógeno orgánico. Los nutrientes inorgánicos disueltos son devueltos al agua a través de la

hidrólisis de nitrógeno orgánico particulado y la mineralización de nutrientes orgánicos disueltos. Con esto se completa el ciclo del nitrógeno descrito en la Ilustración 9.

### **Ciclo del fósforo.**

El fósforo (P) es uno de los nutrientes vitales para el crecimiento de algas y es un componente clave en la conversión de la luz solar en las formas de energía utilizables. Sin embargo, el exceso de fósforo en un cuerpo de agua puede causar un crecimiento excesivo de algas y dar lugar a problemas de eutrofización. El fósforo es el nutriente limitante en muchos sistemas de agua dulce, es decir, el nutriente en la concentración más baja con respecto a la relación estequiométrica requerida para el crecimiento de algas. Por lo tanto, la concentración de fósforo puede ser muy influyente en el crecimiento de algas. El fósforo es un elemento muy reactivo. Reacciona con muchos cationes, tales como hierro y calcio, y fácilmente absorbe a los sólidos suspendidos en la columna de agua, reduciendo su disponibilidad para la absorción de algas. El fósforo total se compone de fósforo en formas de partículas y disuelta. Los fosfatos disueltos y fósforo orgánico particulado son los principales componentes del fósforo total. El fósforo no tiene una fase gaseosa. La tecnología para la eliminación de fósforo es generalmente más avanzada y menos costosa que la de eliminación de nitrógeno.

El fosfato es la forma primaria de fósforo para la captación de las algas. En comparación con  $NO_3$ , la principal forma de nitrógeno para la captación de las algas, los fosfatos se disuelven con menos facilidad y tienden a adherirse a las partículas de sedimento. Los fosfatos existen en tres formas:

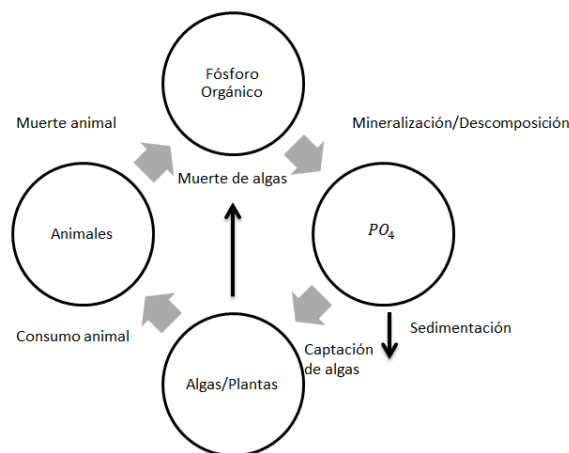
- **Ortofosfato.** Frecuentemente utilizado para representar fósforo reactivo soluble (SRP), es una sal que contiene fósforo en  $PO_4^{-3}$ . Es el solo compuesto de fósforo fácilmente disponible para la absorción de algas sin subdivisión y proporciona una medida del fósforo inmediatamente disponible para el crecimiento vegetal. El Ortofosfato constituye la mayoría de los fosfatos. Las principales fuentes de influencia del hombre son aguas residuales y la escorrentía de tierras de cultivo y prados. Los ortofosfatos, por supuesto, están por lo general en concentraciones muy bajas en las aguas contaminadas.
- **Polifosfato (o metafosfato).** Se utiliza para tratar aguas de calderas y en detergentes. En el agua, ellos pueden ser transformados en ortofosfato y estar disponibles para la absorción de algas.
- **Fosfato orgánico.** Se encuentra a menudo en el tejido vegetal, residuos sólidos, u otro material orgánico. Pueden existir en solución, en forma de partículas y fragmentos sueltos, o en los cuerpos de los organismos acuáticos. Después de la descomposición, se puede convertir en ortofosfato.

El fósforo se somete a continuas transformaciones y repetidamente a ciclos dentro de un sistema acuático, contribuyendo a una mayor actividad biológica, antes de que finalmente se eliminen del sistema por sedimentación o por las salidas de flujo. El ciclo del fósforo consiste en las interacciones físicas, químicas y biológicas, y tiene las siguientes formas principales Ilustración 10: (1) de fósforo orgánico, (2) los fosfatos (en gran parte ortofosfatos), (3) las algas y plantas, y (4) el zooplancton y los animales acuáticos.

El ciclo del fósforo opera de manera similar al ciclo de nitrógeno en muchos aspectos. Las formas orgánicas de fósforo son generados por la muerte de las algas y luego se mineralizan a los fosfatos. Los fosfatos de partículas absorben los sedimentos y se depositan en el lecho de sedimentos. El fosfato disuelto (en gran medida  $PO_4$ ) es absorbido por las algas y las plantas, que se incorporan a la cadena alimentaria, y, finalmente, regresa al agua como fósforo orgánico. Esto completa los procesos de reciclaje que se muestran en la Ilustración 10.

El nitrógeno y el fósforo tienen propiedades químicas diferentes, y por lo tanto tienen diferentes procesos cíclicos. Las principales diferencias entre el ciclo del nitrógeno y el ciclo del fósforo son:

5. A diferencia del ciclo de nitrógeno, el ciclo del fósforo no tiene una fase de gas que puede ser un mecanismo importante de pérdida de nutrientes en un sistema acuático.
6. Las formas de nitrógeno inorgánico se disuelven fácilmente en agua, mientras que los fosfatos son a menudo fuertemente adsorbido al sedimento. Por lo tanto, los fosfatos pueden instalarse con sedimentos sólidos en el fondo de un cuerpo de agua y posteriormente convertirse en una fuente de fósforo a la masa de agua. En muchos cuerpos de agua, los sedimentos del fondo contienen fósforo suficiente para acelerar la eutrofización, incluso después de que fuentes externas se hayan terminado.



## **Ilustración 10. Procesos del ciclo del fósforo en un sistema acuático.**

### ***Limitación de nutrientes.***

Además de nitrógeno y fósforo, el crecimiento de algas se ve afectado por la luz, la temperatura del agua, y diversas trazas de nutrientes, que son difíciles de controlar en cuerpos de agua naturales. Debido a que algunos pueden ejercer el control sobre la concentración de nitrógeno y fósforo, los estudios importantes se llevan a cabo sobre cómo hacer que los nutrientes nitrógeno o fósforo sean limitados, de modo que la eutrofización puede ser controlada en un cuerpo de agua.

Las algas consumen nutrientes en una relación estequiométrica fija y ésta relación es relativamente constante. La desigualdad en la proporción de nutrientes suministrados a menudo conduce al agotamiento de un nutriente (o déficit de nutrientes), mientras que los otros permanecen disponibles. Este nutriente, que es al menos disponible para el crecimiento de algas, se llama el nutriente limitante. Cuando el nutriente limitante se agota, de acuerdo con la Ley de Liebig de los mínimos, las concentraciones de algas dejan de crecer y el proceso de eutrofización se retrasa o incluso invierte.

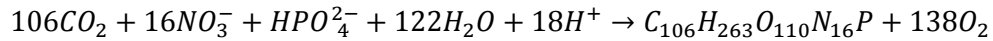
El concepto de un nutriente limitante es la base para muchos enfoques de control de eutrofización. La idea es que mediante la identificación y reducción del suministro del nutriente limitante, el crecimiento de las algas y la eutrofización se puede controlar. El carbono rara vez escasea y no suele ser el nutriente limitante. La sílice recibe poco énfasis en la gestión de la calidad del agua, debido a su abundancia en fuentes naturales es difícil de controlar. En la mayoría de los sistemas acuáticos, el nutriente limitante es el fósforo o, en menor grado, el nitrógeno. La fuente de estos nutrientes puede ser alterada por el control de cargas a partir de fuentes puntuales y no puntuales. Para el control de la eutrofización de los cuerpos de agua, las cuestiones esenciales son (FISRWG, 1998):

1. ¿Hay un nutriente limitante?
2. ¿Qué nutriente es limitante?
7. ¿Es un nutriente limitante en todos los períodos de interés?
8. ¿Podría el control de un nutriente hacer que este sea limitante?

En general, el agua de mar es más a menudo limitada por nitrógeno, mientras que los lagos de agua dulce son más a menudo limitados por el fósforo. En comparación con el fósforo, el nitrógeno es a menudo más difícil de controlar, porque es casi imposible controlar el intercambio de nitrógeno entre la atmósfera y el agua. Además, algunas algas azul-verdosas pueden fijar el nitrógeno directamente de la atmósfera y no se limita por el nitrógeno. En aguas dulces, el fósforo es a menudo el elemento limitante. La reducción de la carga de fósforo (y

concentración) puede controlar la eutrofización en un sistema de agua. Por ejemplo, para controlar el crecimiento de algas en un estanque pequeño, la precipitación química, tal como el alumbre, se puede añadir al estanque para eliminar el fósforo en la columna de agua. Este tratamiento da lugar a una reducción drástica de la concentración de fósforo y, a continuación, la disminución de la concentración de algas, aunque todavía hay una cantidad excesiva de otros nutrientes en el sistema.

La relación de nitrógeno/fósforo (N/P) en un sistema acuático se utiliza como un indicador de las condiciones de nutrientes limitantes para el crecimiento de algas. Para ayudar a ilustrar las cantidades relativas de nitrógeno y el fósforo necesarios para el crecimiento de algas, la siguiente ecuación química se utiliza a menudo para representar a la fotosíntesis de las algas (Stumm y Morgan, 1981):



(Ecuación 148)

Por lo tanto, la relación en peso de N / P en las algas es:

$$\frac{N}{P} = \frac{16 \times 14}{1 \times 31} = 7,2$$

(Ecuación 149)

Las ecuaciones 148 y 149 revelan que el nitrógeno y el fósforo son absorbidos por las algas en una relación de aproximadamente constante de 16 átomos de nitrógeno/1 átomo de fósforo, o 7.2:1 en peso. Para una primera aproximación a continuación, se necesita nitrógeno aproximadamente siete veces más de fósforo para producir una cantidad dada de algas. El rango práctico en torno a este número es 10 – 20. Las aguas con una relación  $N/P < 10$  pueden carecer de nitrógeno para la captación de las algas y el nitrógeno limita de crecimiento de las plantas. Cuando  $N/P > 20$ , lo contrario suele ser cierto: el fósforo se convierte en el nutriente limitante para la producción de algas.

Similarmente, la relación carbón a fosforo (C/P) es:

$$\frac{C}{P} = \frac{106 \times 12}{1 \times 31} = 41$$

(Ecuación 150)

Las ecuaciones 148 y 149 muestran que las proporciones en peso de una comunidad en medio de las algas son  $\sim 1P: 7N: 41C$ .

La ley de Liebig afirma que la forma efectiva para controlar la eutrofización es reducir la concentración del nutriente limitante. La reducción de otro nutriente (s) no proporciona un control eficaz, a menos que su concentración disminuya hasta el punto donde se convierte en el nutriente limitante. Aunque el fósforo es el factor limitante para la mayoría de los lagos y embalses, algunas regiones están realmente limitadas por el nitrógeno debido a la abundancia de fuentes de fósforo. Sin embargo, la reducción de la carga de fósforo que tiene mucho menos efecto en un lago que está limitado por el nitrógeno. Existe una excepción cuando algunas especies de algas azul-verdosas son capaces de fijar nitrógeno directamente de la atmósfera, y por lo tanto no están limitados por el nitrógeno. En este caso, la limitación de fósforo parece ser el único medio para controlar el crecimiento de algas azul-verdosas fijadoras de nitrógeno, ya sea o no el fósforo inicialmente el nutriente limitante.

Además de los nutrientes, las algas también necesitan luz solar para crecer. En las masas de agua determinadas, tanto el nitrógeno y el fósforo son en cantidad suficiente y el factor que limita el crecimiento de algas es la luz. También puede haber múltiples factores que limitan el crecimiento de algas.

#### 4.4.1.3. Oxígeno disuelto.

El oxígeno disuelto es la cantidad de oxígeno que está disuelto en agua, ocurre cuando las burbujas microscópicas de oxígeno gaseoso se mezclan en el agua. El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más importantes de la calidad del agua y se utiliza para medir la cantidad de oxígeno disponible para la actividad bioquímica en el agua.

El oxígeno disuelto es un requisito básico para un ecosistema acuático sano. La mayoría de peces e insectos acuáticos lo necesitan para sobrevivir. Los pescados, especialmente larvas, mueren cuando los niveles de OD bajan demasiado. Bajo nivel de OD es un signo de posible contaminación en un cuerpo de agua. Cuando los niveles de OD en la gota de agua son  $< 5,0 \text{ mg/L}$ , la vida acuática es puesta bajo tensión. Cuanto menor es la concentración, la mayor es la tensión. Cuando las concentraciones de oxígeno son  $< 2 \text{ mg/L}$  se consideran sistemas de aguas hipóxicos. En algunos casos, el agua puede perder la totalidad de su oxígeno y convertirse en anóxica. Los niveles de oxígeno que dejan hipóxica durante un período prolongado pueden resultar en la muerte de peces de gran tamaño.

El oxígeno disuelto se agota por la oxidación del carbono orgánico, la nitrificación y la respiración, y se repone por el intercambio de superficie y la fotosíntesis. El oxígeno entra en el agua por reaireación de la atmósfera y por la fotosíntesis de las plantas, las concentraciones de oxígeno en la columna de agua fluctúan (en condiciones naturales), pero el agotamiento del oxígeno severo suele ser resultado de la contaminación humana. Las bacterias utilizan el oxígeno para



descomponer materiales orgánicos. En las aguas contaminadas, el consumo de oxígeno por las bacterias puede superar a la reposición de oxígeno de la atmósfera y la fotosíntesis de las plantas. Esto se traduce en un déficit de consumo de oxígeno y una reducción de concentraciones de OD.

La hipoxia puede causar estrés o la muerte en los organismos que habitan el fondo que no se pueden mover fuera de la zona hipóxica. El agotamiento de OD de la columna de agua se traduce en prácticamente ninguna actividad biológica en la zona hipóxica (USEPA, 2000c).

Dado que la disponibilidad de luz disminuye con la profundidad, la velocidad de la fotosíntesis de algas tiende a disminuir con la profundidad. Por lo tanto, en la luz del día, hay un incremento neto en el OD por encima de cierta profundidad del agua. Por debajo de esta profundidad, hay una disminución neta en el OD. El oxígeno disuelto es típicamente mayor en el agua superficial que en aguas más profundas, debido a la reducción de la fotosíntesis. El clima también influye en las concentraciones de OD. En los días claros, hay luz suficiente para aumentar las tasas de fotosíntesis y la concentración de oxígeno normalmente son altos en la tarde. En los días nublados, la fotosíntesis se ve limitada por la insuficiencia de luz y las concentraciones de OD pueden ser relativamente bajas.

El crecimiento de las algas produce oxígeno, mientras que la respiración de algas consume el oxígeno. El calor prolongado puede agotar las concentraciones de oxígeno y puede causar la muerte de peces, ya que el agua tibia, no puede contener el oxígeno tanto como de agua fría. Las condiciones cálidas aceleran aún más el agotamiento del oxígeno mediante la estimulación de la actividad bacteriana y por el aumento de la demanda bentónica de oxígeno del sedimento. En tales condiciones, las adiciones de menor importancia de la contaminación que contienen materiales orgánicos pueden producir graves disminuciones en los niveles de oxígeno en un cuerpo de agua.

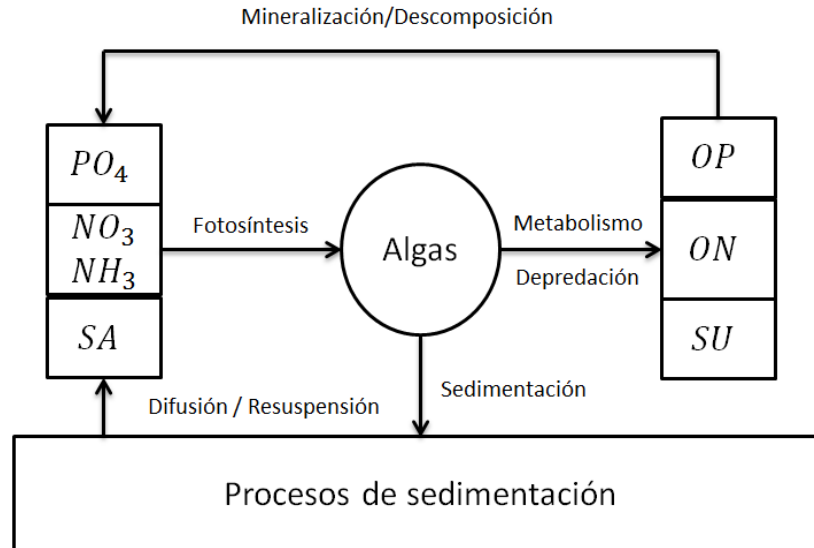
#### **4.4.2. Algas**

El fitoplancton (algas de libre flotación) y plantas acuáticas (macrofitas) son los dos principales productores primarios en las aguas superficiales. Los productores primarios son capaces de utilizar luz, el dióxido de carbono, y los nutrientes para sintetizar nuevo material orgánico. Las algas desempeñan un papel clave en el proceso de eutrofización y son esenciales para la modelación de la calidad del agua. Las algas afectan el ciclo del nitrógeno, el ciclo del fósforo, el balance de oxígeno, y la cadena alimentaria, principalmente a través de la absorción de nutrientes y de la muerte de algas. Como las algas crecen y mueren, forman parte de los ciclos de nutrientes.

Como se muestra en la Ilustración 11, las algas captan nutrientes inorgánicos disueltos ( $PO_4$ ,  $NO_3$ ,  $NH_4$ , y SA) durante el proceso de la fotosíntesis y reciclan los nutrientes en las formas de fósforo orgánico (PO), ON, y la sílice disponible (sílice en partículas biogénicas) (SU). El proceso de sedimentación elimina estos materiales particulados en el lecho. A través de la diagénesis de sedimentos en el lecho, la mineralización y la descomposición en la columna de agua, las partículas de nutrientes se transforman de nuevo en formas inorgánicas disponibles para la siguiente ronda de la captación de las algas. Esto completa el ciclo de algas.

En un modelo de calidad del agua, los vínculos entre las algas y las otras variables de calidad de agua son:

1. La cinética de nutrientes está estrechamente relacionada con la cinética de algas. Un componente principal en los ciclos de nutrientes es la absorción de los mismos asociados con el crecimiento de algas, que es el proceso principal de eliminación de nutrientes disueltos en un cuerpo de agua. La respiración y la descomposición de las algas proporcionan nutrientes orgánicos a los ciclos de nutrientes. El crecimiento de algas requiere de nutrientes inorgánicos y la luz solar. El metabolismo de las algas a menudo regula las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las aguas naturales.
2. Las variaciones de OD diurnas y estacionales pueden verse afectadas significativamente por los procesos de algas. Durante el día, las algas aumentan las concentraciones de OD mediante la fotosíntesis. Por la noche, las algas reducen las concentraciones de OD a través de la respiración. En las masas de agua estratificadas, como embalses, la producción de algas puede afectar también a hacer variaciones estacionales de OD, ya que los materiales orgánicos derivados de las algas se asientan en la parte inferior y más tarde (sobre todo en verano) se convierten en una fuente importante de agotamiento del oxígeno. Además de los ciclos de nutrientes y las variaciones de OD, el crecimiento de algas puede cambiar significativamente el valor del pH. Cuando las algas consumen  $CO_2$  disuelto para el crecimiento durante el día, el valor de pH aumenta. El valor de pH disminuye cuando las algas liberan  $CO_2$  durante la respiración en la noche.



**Ilustración 11. Cinética de las algas.**

#### 4.4.2.1. La biomasa de algas y de clorofila

La biomasa constituye la cantidad de un organismo vivo o de un conjunto de organismos dentro de un volumen o área específica de un ecosistema, por lo general se mide en unidades, tales como peso húmedo, peso seco, biovolumen, o el contenido de nitrógeno. Esta medición biológica designa grupos de organismos vivos, en comparación con el número de individuos. La concentración de algas generalmente se expresa en biomasa de carbono por unidad de volumen (por ejemplo,  $mgC/L$ ) en los modelos de calidad del agua. Para un volumen dado de una muestra de agua, la relación entre el biovolumen algas y la biomasa de algas como carbono puede ser estimada a partir de las fórmulas dadas por Strath-Mann (1967). Para las diatomeas, se tiene

$$\log C = -0.422 + 0.758 \log V$$

(Ecuación 151)

Para otras algas, se tiene:

$$\log C = -0.460 + 0.866 \log V$$

(Ecuación 152)

Donde  $C$  = biomasa de algas en el  $10^{-12}$  g como el carbono y  $V$  = algas biovolumen  $10^{-6}m^3$ .

Puede haber una variedad de especies de algas en un sistema acuático. Para la mayoría de los programas de monitoreo, la enumeración de todas las algas microscópicas es prohibitivamente costoso y técnicamente imposible. En la práctica, la biomasa total de algas es a menudo representada por la clorofila, que es mucho más fácil de medir y proporciona una estimación razonable de la biomasa de algas. La clorofila ( $Cl$ ) es el más comúnmente disponible como una estimación de la biomasa de algas, y se considera que es directamente proporcional a la concentración de biomasa de algas.

La clorofila es un grupo de pigmento verde, incluyendo una clorofila a, b, c, y d, que se produce principalmente en muchas plantas y algunas células bacterianas. Los pigmentos son compuestos químicos que sólo reflejan ciertas longitudes de onda de la luz visible que los hacen parecer "colorido". La clorofila transforma la energía luminosa en energía química en la fotosíntesis. Hay siete tipos de clorofila. La clorofila a, debido a su papel principal en la fotosíntesis, se utiliza con frecuencia como una medida de la biomasa de algas en las aguas naturales. Para medir la clorofila a, la muestra de agua se filtra a través de una fina fibra de vidrio de filtro para recoger todo el material en partículas mayores que  $\sim 1\mu$  en tamaño. La clorofila a en este material se extrae a continuación con un disolvente y se cuantifica utilizando un espectrofotómetro o un fluorómetro. Por lo tanto, la clorofila a es una medida indirecta de la población de algas en general y no distingue los diferentes grupos de algas (por ejemplo, las diatomeas y azul-verdosas).

Para simular los procesos de eutrofización, los modelos de calidad del agua a menudo expresan la biomasa de algas como el carbón. Utilizando una relación fija o variable de carbono/clorofila, las concentraciones de algas modeladas (como carbono) se pueden convertir a las concentraciones de algas como la clorofila a, y luego la modelación y las concentraciones de algas medidas (ahora tanto como clorofila a) se pueden comparar. La clorofila a se puede convertir a biomasa de algas usando:

$$B = \alpha Cl$$

(Ecuación 153)

Donde  $B$  = concentración de biomasa de algas como carbono ( $C$ ) ( $mg\ L/C$ ),  $Cl$  = concentración de clorofila a ( $mg\ Cl/L$ ), y  $\alpha$  = relación carbón a clorofila,  $mgC/mg\ Cl$ .

El valor de  $\alpha$  varía ampliamente dependiendo de la composición de la población de algas, típicamente entre 15 y 100 (Bowie et al., 1985, Tabla 6-4). Cuando ambos datos medidos de  $Cl$  y  $B$  están disponibles, el valor de  $\alpha$  puede ser calculado. Una de las debilidades de la utilización de clorofila a para representar a la biomasa de algas es que la cantidad de clorofila de las algas por una célula puede variar ampliamente, ya sea estacional o anualmente debido a la composición de las especies, las condiciones de luz, y la disponibilidad de nutrientes. Las leyes y

Chalup (1990) reportaron que la relación clorofila / carbono en algas podrían variar hasta en un factor de 5. Se debe tener cuidado al aplicar Chl como un indicador de las algas en un cuerpo de agua. Además, también puede ser importante para examinar la comunidad de algas microscópicas, ya que la mezcla de especies de agua puede influir en las decisiones de gestión de calidad. Steinman y Lamberti (1996) y Stevenson (1996) presentaron los métodos generales para la determinación de la biomasa de algas.

La cinética de absorción de nutrientes es un componente principal en la modelación de crecimiento de las algas. Las relaciones estequiométricas dan las relaciones cuantitativas entre los nutrientes y algas. La mayoría de los modelos de calidad del agua asume que la composición de nutrientes de las células de algas y los coeficientes estequiométricos son constantes. Bajo este supuesto, las tasas de absorción de nutrientes se puede estimar como:

$$V_s = \alpha_3 \mu B$$

(Ecuación 154)

Donde  $V_s$  = tasa de absorción de un nutriente en particular (masa/volumen-tiempo del nutriente),  $\alpha_3$  = fracción de los nutrientes de las células de algas (relación estequiométrica) (masa de nutriente / masa de algas),  $\mu$  = tasa de crecimiento de las algas (L/hora), y  $B$  = concentración de algas (masa de algas/volumen).

#### 4.4.2.2. Las ecuaciones para los procesos de algas.

Los factores que controlan la concentración de algas incluyen el transporte físico y la cinética de algas. El transporte físico de las algas es similar a otras variables hidrodinámicas y de calidad de agua.

Los modelos de calidad del agua por lo general no simulan una especie de algas específica. En cambio, las algas se agrupan ya sea en un solo grupo (por ejemplo, el total de las algas, o Chl) o unos pocos grupos (por ejemplo, algas azul-verdosas, las diatomeas y las algas verdes). Para los modelos de calidad de agua enfocados para simulaciones a corto plazo (días o semanas), desde un simple grupo de algas puede representar la variación de algas bastante bien, ya que un solo tipo de algas es probablemente el dominante durante el período de simulación. Sin embargo, para simulaciones a largo plazo (temporadas o años), los procesos de calidad del agua a menudo se asocian con diferentes tipos de algas en diferentes estaciones del año, lo que significa que más de un grupo de algas son necesarias en la modelación de la calidad del agua. Es esencial incluir estos grupos de algas para describir la cinética de nutrientes y algas de manera realista. Como la mayoría de los estudios de calidad del agua debe considerar las

variaciones en las temporadas (anual), un modelo de calidad del agua con los grupos multialgales a menudo es necesario.

La cinética de algas se rige por lo siguiente: (1) el crecimiento de algas, (2) el metabolismo, incluyendo la respiración y excreción, (3) la depredación; (4) sedimentación y (5) de fuentes externas. Una ecuación general que incluye todos estos procesos se puede expresar como:

$$\begin{aligned} \text{Producción neta de algas} &= \text{crecimiento de las algas} - \text{metabolismo} \\ &- \text{la depredación} - \text{sedimentación} + \text{fuentes externas} \end{aligned}$$

(Ecuación 155)

La ecuación 155 constituye la base para casi todos los modelos de algas, en el que la producción neta de algas (crecimiento) se expresa como la diferencia entre el crecimiento, la muerte (metabolismo y la depredación), la sedimentación, y las fuentes externas. Las principales diferencias entre los diferentes modelos de algas se encuentran principalmente en el número de grupos de algas considerados, y las formulaciones empíricas específicas para cada plazo (proceso) en la ecuación 155. Debido a estas diferencias, es fundamental para comprender los supuestos de un modelo en particular cuando se seleccionan los parámetros del modelo, la extracción de valores de los parámetros de un modelo y su aplicación a otro, y/o la comparación de los resultados del modelo con los datos medidos.

La ecuación cinética 155, ahora se puede escribir para las algas como (Park et al, 1995):

$$\frac{\partial B_x}{\partial t} = (P_x - BM_x - PR_x)B_x + \frac{\partial}{\partial z}(WS_x x B_x) + \frac{WB_x}{V}$$

(Ecuación 156)

Donde  $B_x$  = biomasa algal de los grupos de algas  $x$  ( $gC/m^3$ ),  $t$  = tiempo (días),  $P_x$  = tasa de producción del grupo de algas  $x$  ( $día^{-1}$ ),  $BM_x$  = tasa de metabolismo basal del grupo de algas ( $día^{-1}$ ),  $PR_x$  = tasa de depredación del grupo de algas  $x$  ( $día^{-1}$ ),  $WS_x$  = velocidad de sedimentación del grupo de algas  $x$  ( $m/día$ ),  $WB_x$  = las cargas externas del grupo de algas  $x$  ( $gC/día$ ),  $V$  = volumen ( $m^3$ ), y el subíndice  $x = c, d, g$ .

Las algas se agrupan en tres variables del modelo de estado: las algas cianobacterias (algas azul-verdosas), las diatomeas, y las algas verdes. La concentración de la biomasa de algas,  $B_x$ , se expresa como el carbono (C). El subíndice  $x$ , se utiliza para denotar tres grupos de algas:  $c$  para cianobacterias,  $d$  para diatomeas, y  $g$  para las algas verdes. Por lo tanto, la ecuación cinética de

algas 156 es el mismo para los tres grupos de algas, pero contiene diferentes valores de parámetros para caracterizar las diferencias entre los grupos. El volumen,  $V$ , está representado por el volumen de malla del modelo.

En la ecuación 156, la tasa de producción de algas,  $P_x$  es una función compleja de la concentración de nutrientes, la temperatura del agua y la luz solar. La biomasa de algas disminuye a través del metabolismo basal y la depredación. El metabolismo basal en la ecuación 156, es la suma de todos los procesos internos que disminuyen la biomasa de algas, y en gran parte se compone de dos partes: la respiración y la excreción. La sedimentación elimina las algas de la columna de agua y la deposita sobre la parte inferior del cuerpo de agua. Las cargas externas incluyen las fuentes puntuales y no puntuales de afluentes, escorrentías superficiales, aguas subterráneas, y la deposición atmosférica.

#### 4.4.2.3. Crecimiento de las algas.

El crecimiento de las algas es el proceso más importante para la modelación de algas. La tasa de crecimiento de las algas es una función complicada de la temperatura, luz y nutrientes y es a menudo el factor determinante para la producción neta de las algas en las ecuaciones 155 y 156.

La producción primaria determina la tasa de crecimiento de las algas. Los productores primarios son capaces de utilizar la luz,  $CO_2$  y los nutrientes para sintetizar nuevos materiales orgánicos. Ellos representan los procesos mediante el cual la materia orgánica es formada y acumulada a través de la actividad fotosintética de los productores primarios. La tasa de producción primaria se calcula midiendo la cantidad de oxígeno liberado y la cantidad de carbono asimilable por la planta. Los productores primarios, tales como algas, convierten la energía solar y los nutrientes en materia orgánica que se incorporan en los tejidos de las plantas. Los productores primarios están en la base de la cadena alimentaria y sirven como fuente de alimento para los organismos superiores en los ecosistemas. Las algas son uno de los dos principales productores primarios en las aguas superficiales. Los otros productores primarios son las plantas acuáticas enraizadas o flotantes (macrófitas), que generalmente se limitan a las aguas poco profundas. En la mayoría de los casos, las algas son más importantes en la producción de alimentos que las plantas acuáticas enraizadas.

Cuando las condiciones de nutrientes, luz solar y la temperatura del agua son favorables, las floraciones de algas puede ocurrir. Las algas continuarán floreciendo hasta que uno o más de los factores clave que promueven el crecimiento de algas ya no esté disponible, una condición (s) conocido comúnmente como "limitante". Esto es, la falta de luz solar o nutrientes u otros factores que limiten el crecimiento de las algas. Los efectos de estos procesos se

consideran multiplicativo y puede ser expresado matemáticamente en una forma general como:

$$P_x = PM_x f_1(N) f_2(I) f_3(T)$$

(Ecuación 157)

Donde  $PM_x$  = tasa de crecimiento máximo para el grupo de algas  $x$  ( $\text{día}^{-1}$ ),  $f_1(N)$  = función que limita el crecimiento por los nutrientes ( $0 \leq f_1 \leq 1$ ),  $f_2(I)$  = la función que limita el crecimiento por la intensidad de la luz ( $0 \leq f_2 \leq 1$ ),  $f_3(T)$  = función que limita el crecimiento por la temperatura ( $0 \leq f_3 \leq 1$ ).

En los estuarios, las algas de agua dulce procedentes de los ríos aguas arriba pueden morir rápidamente en agua salada. El aumento de la mortalidad de organismos de agua dulce pueden ser representados mediante la retención de la salinidad a largo plazo toxicidad en la ecuación de crecimiento:

$$P_x = PM_x f_1(N) f_2(I) f_3(T) f_4(S)$$

(Ecuación 158)

Donde  $f_4(S)$  = función que limita el crecimiento por la salinidad ( $0 \leq f_4 \leq 1$ ).

En un estudio de modelación, el valor de la tasa de crecimiento máximo,  $PM_x$ , se estima inicialmente basándose en estudios anteriores y en valores de la literatura (por ejemplo, Bowie et al., 1985), y posteriormente es ajustado como un parámetro de ajuste durante la calibración del modelo y el proceso de verificación. En las ecuaciones 157 y 158, cada función de limitación del crecimiento puede variar de 0 a 1. Un valor de 1 indica que el factor no limita el crecimiento, y un valor de 0 significa que la limitación es tan severa que el crecimiento se detiene por completo.

La temperatura es uno de los factores más importantes que controlan el crecimiento de algas. Cada grupo de algas tiene su propio rango de temperatura óptima para el crecimiento.

Biológicamente, los estuarios son una parte distinta del sistema fluvial. Las algas de agua dulce de los ríos aguas arriba puede morir rápidamente debido a la toxicidad de la salinidad. Por lo tanto, el crecimiento de las algas azul verdosas de agua dulce en agua salina puede ser limitado por (Cercó y Cole, 1994):

$$f_4(S) = \frac{STOX^2}{STOX^2 + S^2}$$

(Ecuación 159)

Donde  $STOX$  = salinidad en el que el crecimiento de las algas se redujo a la mitad ( $ppt$ ) y  $S$  = salinidad en la columna de agua ( $ppt$ ).



#### 4.4.2.3.1. Los nutrientes para el crecimiento de algas.

Los nutrientes principales que limitan el crecimiento de las algas son el fósforo y el nitrógeno, con la adición de silicio para diatomeas. La mayoría de los modelos de calidad del agua sólo incluyen estos nutrientes en el cálculo del crecimiento de algas. El carbono es también un importante nutriente necesario para el crecimiento de algas. Sin embargo, puesto que el carbono está a menudo disponible en exceso relativamente con respecto al fósforo y nitrógeno, la limitación de carbono es comúnmente excluidos de formulaciones de crecimiento de las algas.

El nitrógeno puede ser el nutriente limitante para el crecimiento de algas cuando el cuerpo de agua tiene elevada concentración de fósforo o es un estuario o una zona costera. Las algas utilizan  $\text{NH}_4$  y  $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$  para formar las proteínas durante la fotosíntesis. Algunas especies de algas azul-verdosas pueden fijar el nitrógeno atmosférico para la fotosíntesis, lo que hace difícil para el nitrógeno que es un nutriente limitante en algunos sistemas naturales. El fósforo es uno de los nutrientes principales para el crecimiento de algas. En muchos cuerpos de agua fresca, el fósforo es el nutriente limitante. El ortofosfato es la forma inorgánica de fósforo que pueden ser consumidos directamente por las algas. El sílice disuelto (Si) es consumido por las diatomeas para proporcionar el esqueleto estructural y puede limitar el crecimiento de diatomeas. Similar al fósforo, la sílice puede absorber los sólidos suspendidos. Su concentración está estrechamente asociado con el coeficiente de partición y la concentración de sólidos suspendidos totales.

La mayoría de los modelos de algas vinculan directamente el crecimiento de algas y la absorción de nutrientes con la fijación estequiométrica. Estos modelos utilizan la formulación de Michaelis-Menton para describir las funciones de crecimiento limitantes de nutrientes y se supone que la composición de nutrientes de las células de algas permanece constante. En este enfoque, las tasas de crecimiento de algas se determinan por las concentraciones externas de nutrientes en el agua. En las aguas naturales, sin embargo, la absorción de nutrientes y el crecimiento de algas en realidad son dos procesos separados. La absorción de nutrientes depende de los niveles internos de nutrientes en las células de las algas y las concentraciones externas de nutrientes en el agua. El crecimiento de algas en realidad está determinado por los niveles internos de nutrientes en las células, en lugar de concentraciones externas en el agua. La estequiometría interna de las algas puede variar con los cambios en las concentraciones de nutrientes externos. Para describir estos dos procesos por separado en dos pasos, formulaciones más complejas (y por lo tanto más parámetros del modelo) se necesitan para los modelos estequiométricos fijos.

Un enfoque de estequiometría fijo calcula una función que limita el crecimiento para cada nutriente, y luego combina estas funciones juntas para formar la función de crecimiento limitante,  $f_1(N)$  en la ecuación 157, basado en la cinética de

Michaelis-Menten, el crecimiento de funciones limitantes de nutrientes se puede expresar como:

$$f_1(NH_4 + NO_3) = \frac{NH_4 + NO_3}{KHN + NH_4 + NO_3}$$

(Ecuación 160)

$$f_1(PO_4) = \frac{PO_4}{KHP + PO_4}$$

(Ecuación 161)

$$f_1(SAd) = \frac{SAd}{KHS + SAd}$$

(Ecuación 162)

Donde  $NH_4 + NO_3$  = concentraciones de amoníaco y nitrato (masa/volumen),  $PO_4$  = concentración de ortofosfato (masa/volumen),  $SAd$  = concentración de sílice disuelta disponible (masa/volumen),  $KHN$  = saturación media constante de nitrógeno (masa/volumen),  $KHP$  = saturación media constante de fósforo (masa/volumen),  $KHS$  = saturación media constante de silicio (masa/volumen).

Los valores de las constantes de saturación media se enumeran en muchos estudios. Diferentes formulaciones limitantes (multiplicativo, mínimo o medio armónico) también conducen a diferentes valores de las constantes de saturación media. Las ecuaciones 157 y 158 son formulaciones multiplicativas.

La decisión de incluir nutrientes específicos para el crecimiento de algas en un modelo de calidad del agua depende en las algas consideradas y el sistema acuático. El nitrógeno y el fósforo son los dos más comúnmente utilizados. Usando la Ley de Liebig de los mínimos, que afirma que el crecimiento está determinado por el mínimo de nutrientes proporcionados, la limitación de nutrientes para el crecimiento de algas azul-verdosas y las algas verdes se expresa como:

$$f_1(N) = \text{minimum} \left( \frac{NH_4 + NO_3}{KHN_x + NH_4 + NO_3}, \frac{PO_4d}{KHP_x + PO_4d} \right)$$

(Ecuación 163)

Donde  $KHN_x$  = constante de saturación media del nitrógeno para el grupo de algas  $x$  (masa/volumen),  $KHP_x$  = constante de saturación media del fósforo para el grupo de algas  $x$  (masa/volumen), y el subíndice  $x = c$  para las cianobacterias y  $g$  para las algas verdes, respectivamente (masa/volumen).

Cuando las diatomeas son considerados, la limitación de silicio debe ser incluido, y la ecuación 163 se modifica para

$$f_1(N) = \text{minimumun} \left( \frac{NH_4 + NO_3}{KHN_d + NH_4 + NO_3}, \frac{PO_4d}{KHP_d + PO_4d}, \frac{SAd}{KHS + SAd} \right)$$

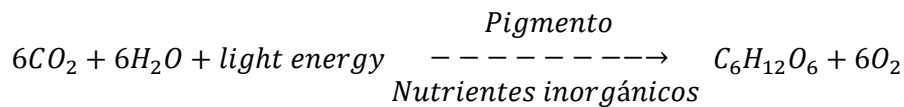
(Ecuación 164)

Donde  $KHN_d$  = constante de saturación media de nitrógeno para diatomeas (masa/volumen) y  $KHP_d$  = constante de saturación media de fósforo para diatomeas, (masa/volumen).

#### 4.4.2.3.2. La luz del sol para la fotosíntesis y crecimiento de las algas.

Los ecosistemas son alimentados, en última instancia, por la energía solar. La luz del sol es la principal fuente de calor a la columna de agua y tiene un papel fundamental en la producción primaria acuática. La fotosíntesis es el proceso metabólico por el cual las plantas convierten el  $CO_2$  y  $H_2O$  en compuestos de carbono y  $O_2$  utilizando la luz como fuente de energía. La fotosíntesis es esencial para la producción primaria de fitoplancton y la vegetación acuática sumergida. En la fotosíntesis, las plantas captan la energía solar y la almacenan como energía química en compuestos orgánicos. La fotosíntesis es esencial en la producción de la base de alimentación de un sistema acuático y es una importante fuente de oxígeno. El proceso químico opuesto a la fotosíntesis es la respiración, la "quema" de compuestos de carbono para iniciar el metabolismo.

La fotosíntesis es una serie compleja de reacciones. Una versión simplificada de esta reacción química es utilizar el agua, dióxido de carbono, y energía de la luz para producir un azúcar simple (glucosa) y oxígeno. La ecuación que rige el metabolismo de la fotosíntesis es:



(Ecuación 165)

En el que la glucosa  $C_6H_{12}O_6$  representa cualquier materia orgánica en las plantas. Las plantas (fitoplancton) que utilizan energía de la luz para crear energía química para almacenar dentro del tejido celular son conocidos como productores primarios, ya que crean materiales orgánicos de las formas inorgánicas. La luz solar es la fuerza impulsora importante para la fotosíntesis. Como resultado, la ubicación geográfica, la estacionalidad, y la hora del día, que afectan a la luz solar incidente, son todos factores importantes para el proceso de eutrofización de las aguas naturales.

La profundidad máxima a la que pueden crecer las algas se determina por los niveles de luz. La zona eufótica es la parte superior de la columna de agua donde

la luz solar es suficiente (más que la luz incidente ~ 1%) para la fotosíntesis. Una regla general es que esta profundidad es de aproximadamente dos a tres veces la profundidad de Secchi. La zona eufótica se reduce por el incremento del coeficiente de atenuación de luz. Las algas en crecimiento activo sólo existen en la zona eufótica. En o cerca de la superficie del agua, la fotosíntesis se produce en o cerca de niveles máximos debido a las altas intensidades de luz, mientras que a profundidades por debajo de la zona eufótica, la fotosíntesis se detiene debido a la falta de luz.

La transparencia del agua afecta el grado de penetración de la luz solar en la columna de agua y la transparencia del agua reducida reduce la zona eufótica. La absorción y atenuación de la luz en la columna de agua son un factor importante para el control de la fotosíntesis. La luz incidente es absorbida por el agua en sí y de cualquier material de color disuelto en ella. La materia particulada refleja la luz y crea un efecto de dispersión. El resultado neto de estos factores es una atenuación de la intensidad de la luz con la profundidad. Cuanto más profunda en la columna de agua pueda penetrar la luz, más profundamente puede darse la fotosíntesis. La intensidad de la luz (o radiación solar) en una columna de agua se puede calcular usando la ley de Beer, la ecuación 102, que establece que la luz disminuye exponencialmente con la profundidad y se puede representar por la ecuación exponencial negativa:

$$I(D) = I_s e^{-K_e D}$$

(Ecuación 166)

Donde  $I(D)$  = intensidad de la luz (o radiación solar) a una profundidad  $D$  por debajo de la superficie ( $W/m^2$ ),  $I_s$  = radiación solar en la superficie ( $D = 0$ ) ( $W/m^2$ ),  $D$  = profundidad del agua ( $m$ ), y  $K_e$  = coeficiente de extinción de luz ( $1/m$ ).

El parámetro clave en la ecuación 166 es el coeficiente de extinción de la luz,  $K_e$ , que se determina por la transparencia del agua (o turbidez). El coeficiente de extinción de la luz es una medida de la atenuación de la luz vertical a través de la columna de agua, y el total de sólidos en suspensión (por ejemplo, algas, detritus orgánico, inorgánico o sedimento) atenúan la luz y reducen la transparencia. También puede haber altas concentraciones de materiales disueltos que absorben la luz. Existen diferentes enfoques para calcular  $K_e$ . Cuando el período de simulación es corto y la turbidez del agua tiene pequeños cambios, la función de extinción de la luz se puede tomar como constante. Para las simulaciones estacionales y anuales, sin embargo, la turbidez del agua varía de manera significativa por los cambios de la concentración de SST y la concentración de algas. El coeficiente de extinción de la luz aumenta con la concentración de los sólidos suspendidos totales y algas, y se puede estimar utilizando la siguiente ecuación:

$$K_e = K_0 + K_1 \times SST + K_2 \times B$$

(Ecuación 167)

Donde  $K_0$  = coeficiente de extinción de la luz para todos los componentes de absorción (excepto SST y algas) ( $1/\text{longitud}$ ),  $SST$  = concentración total de sólidos en suspensión ( $\text{volumen}/\text{Masa}$ ),  $K_1$  = factor para el coeficiente de extinción de la luz para  $SST$   $\text{volumen}/[(\text{longitud de masa})]$ ,  $B$  = concentración total de algas ( $\text{masa}/\text{volumen}$ ), y  $K_2$  = factor para el coeficiente de extinción de la luz para algas [ $\text{volumen}/(\text{longitud de la masa})$ ].

El efecto del color del agua se incluye en  $K_0$ . Cuando los  $SST$  son desconocidos, el efecto de turbidez de  $SST$  también deben ser incluidos en  $K_0$ . La concentración total de algas,  $B$ , es la suma de todas las algas en la columna de agua, y puede ser representado por ( $B_c + B_d + B_g$ ). El sombreado puede evitar que la luz llegue a los organismos fotosintéticos. El factor para el coeficiente de extinción de la luz para las algas,  $K_2$ , también se llama el factor de auto-sombreado, lo que representa que el crecimiento de las algas también puede aumentar la turbidez del agua y reducir la luz solar disponible para el crecimiento de algas.

Después de la intensidad luminosa ( $I$ ) se calcula con las ecuaciones 166 y 167, el crecimiento de la función de limitación de intensidad de la luz,  $f_2(I)$ , se da como (Steele, 1962):

$$f_2(I) = \frac{I}{I_k} \exp\left(1 - \frac{I}{I_k}\right)$$

(Ecuación 168)

Donde  $I_k$  = intensidad de luz óptima.

Dado que la luz varía continuamente con el tiempo, algunos modelos integran la función de limitación de luz para obtener un valor medio diario. Cerco y Cole (1994) y Park et al. (1995) usaron la forma integrada a diario y la capa de  $f_2(I)$  en sus modelos de calidad del agua:

$$f_2(I) = \frac{2.718 \times FD}{K_{ess} \times \Delta z} (e^{-\alpha_B} - e^{-\alpha_T})$$

(Ecuación 169)

$$\alpha_B = \frac{I_0}{FD \times (I_s)_x} \exp(-K_{ess}[H_T + \Delta z])$$

(Ecuación 170)

$$\alpha_B = \frac{I_0}{FD \times (I_s)_x} \exp(-K_{ess} \times H_T)$$

(Ecuación 171)

Donde  $FD$  = duración del día fraccionada ( $0 \leq FD \leq 1$ ),  $K_{ess} = K_e$  = coeficiente de extinción de luz total ( $m^{-1}$ ),  $\Delta z$  = espesor de la capa ( $m$ ),  $I_0$  = Intensidad total de la luz en la superficie de agua diaria ( $langleys / día$ ),  $(I_s)_x$  = intensidad de luz óptima para el grupo de algas  $x$  ( $langleys / día$ ), y  $H_T$  = profundidad desde la superficie libre de la parte superior de la capa ( $m$ ).

El coeficiente de extinción de luz total,  $K_{ess}$ , viene dada por

$$K_{ess} = K_{e_b} + K_{e_{TSS}} \times TSS + K_{e_{chl}} \times \sum_{x=c,d,g} \left( \frac{B_x}{CChI_x} \right)$$

(Ecuación 172)

Donde  $K_{e_b}$  = extinción de la luz de fondo ( $m^{-1}$ ),  $K_{e_{TSS}}$  = coeficiente de extinción de luz para sólidos suspendidos totales ( $m^{-1}$  por  $\frac{g}{m^3}$ ),  $TSS$  = concentración de sólidos suspendidos totales prevista a partir del modelo hidrodinámico ( $g/m^3$ ),  $K_{e_{chl}}$  = coeficiente de extinción de luz para la clorofila  $a$   $CChI_x$  = relación carbono/clorofila en las algas del grupo  $x$  ( $gC/mgChl$ ). La ecuación 172 es similar a la ecuación 167. La intensidad de luz óptima  $I_s$  para la fotosíntesis se expresa como:

$$(I_s)_x = \text{minimum} \left[ (I_0)_{avg} \times e^{-K_{ess}(D_{opt})_x}, (I_s)_{min} \right]$$

(Ecuación 173)

Donde  $(D_{opt})_x$  = profundidad de máximo crecimiento algal para el grupo de algas  $x$  ( $m$ ) y  $(I_0)_{avg}$  = intensidad de la luz superficial ajustada ( $langleys / día$ ).

Un mínimo,  $[(I_s)_{min}]$ , en la ecuación 173 se especifica para que las algas no prosperen con niveles de luz extremadamente bajos. La intensidad de la luz superficie ajustada,  $(I_0)_{avg}$  se estima como:

$$(I_0)_{avg} = CI_a \times I_0 \times CI_b \times I_1 \times CI_c \times I_2$$

(Ecuación 174)

Donde  $I_1$  = intensidad de luz diaria 1 día antes del día patrón ( $langleys / day$ ),  $I_2$  = intensidad de luz al día 2 días antes del día de modelo ( $langleys / day$ ), y un  $CI_a, CI_b$  y  $CI_c$  = factores de ponderación para  $I_0, I_1$  y  $I_2$ , respectivamente:  $CI_a, CI_b$  y  $CI_c = 1$ .

#### 4.4.2.4. Reducción de las algas.

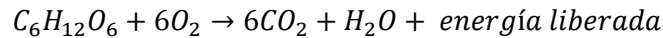
La concentración de algas está determinada por un equilibrio entre el crecimiento y las tasas de reducción. A continuación se describe la reducción de algas

causada por el metabolismo basal, la depredación, y la sedimentación, que están representados por los términos de la ecuación 156.

#### 4.4.2.4.1. Metabolismo Basal.

El metabolismo basal es un término general para los procesos bioquímicos que se producen en los organismos vivos por el cual se proporciona energía para procesos y actividades vitales. El término metabolismo basal en la ecuación 156, ( $\sim BM_x B_x$ ), incluye la reducción de las algas debido a la respiración y la excreción.

La respiración es el proceso metabólico por el cual se oxida el carbono orgánico a  $CO_2$  y  $H_2O$  con una liberación neta de energía. La respiración de algas se produce continuamente día y noche, y la respiración aeróbica de algas requiere oxígeno. Durante la respiración, se consume el oxígeno y el dióxido de carbono se libera. Los residuos de la planta se descomponen en glucosa, que luego se convierte en energía. Esta reacción química se puede describir mediante la siguiente ecuación simplificada:



(Ecuación 175)

Comparando la ecuación 175 con la ecuación 165, es fácil ver que la respiración es el proceso inverso de la fotosíntesis y contribuye a la reducción de la biomasa de algas.

La excreción es la eliminación de productos de desecho o sustancias presentes en exceso. La excreción de nutrientes por las algas y zooplancton es uno de los principales componentes de reciclaje de nutrientes. La respiración y la excreción generalmente se combinan y se modela como un solo término, tal como en la ecuación 156, que incluye todas las pérdidas metabólicas y procesos excretorios.

La mayoría de los modelos expresan el metabolismo basal, ya sea como un término de pérdida constante o como una función de la temperatura. La expresión general es:

$$BM_x = BMR_x * f_{BM}(T - TR_x)$$

(Ecuación 176)

Cuando  $BMR_x$  = tasa de metabolismo basal en  $TR_x$  para el grupo de algas  $x$  (1/tiempo),  $f_{BM}(T)$  = función de la temperatura para el metabolismo basal (adimensional), y  $TR_x$  = temperatura de referencia para el metabolismo basal para algas grupo  $x$  ( $^{\circ}C$ ).

Una forma de uso de la ecuación 176, es la relación de Arrhenius con una temperatura de referencia de 20 ° C. tiene la forma:

$$BM_x = BMR_x * \theta^{(T-20)}$$

(Ecuación 177)

Donde la temperatura  $\theta$  es constante (adimensional).

Cerco y Cole (1994) describe el metabolismo basal en una función exponencialmente creciente de temperatura:

$$BM_x = BMR_x * e^{KTB_x(T-20)}$$

(Ecuación 178)

Donde  $KTB_x$  = efecto de la temperatura sobre el metabolismo de grupo de algas  $x$ , ( $^{\circ}C^{-1}$ ).

Tenga en cuenta que, con valores de los parámetros utilizados comúnmente en la literatura, las ecuaciones 177 y 178, en realidad conducen a valores similares para  $BM_x$ . Por ejemplo, con  $\theta = 1,045$  (Di Toro y Matystik, 1980) para la ecuación 177 y  $KTB_x = 0.040^{\circ}C^{-1}$  para la ecuación 178, las dos funciones de temperatura para el metabolismo basal,  $\theta^{(T-20)}$  y  $e^{KTB_x(T-20)}$  dan valores muy cercanos.

#### 4.4.2.4.2. La depredación de algas.

El zooplancton es el plancton que consiste de la vida animal que se desplaza sin rumbo fijo por flujos. Incluye las formas larvianas de organismos adultos de gran tamaño (por ejemplo, cangrejos, peces) y pequeños animales que nunca crecen de varios milímetros. El zooplancton consume algas, bacterias, detritus algunos otros zooplancton, y es a su vez comidos por peces pequeños. La depredación de algas es el consumo de algas por el zooplancton y otros organismos acuáticos.

El zooplancton constituye un eslabón importante en la cadena alimenticia. El pastoreo de zooplancton puede ser un mecanismo clave para la pérdida de algas, dependiendo de la época del año, la población de zooplancton y tasa de pastoreo del zooplancton. Estos organismos consumen las algas mediante el filtrado del agua circundante y entonces limpian de las algas. Esta tasa de filtración está estrechamente relacionada con la temperatura del agua y la concentración de algas. Algunas especies de fitoplancton son consumidas con mayor facilidad y son preferentemente seleccionados por el zooplancton. Por ejemplo, las diatomeas unicelulares y las algas verdes son rápidamente consumidas, mientras que algunas algas azul-verdosas se evitan. Las densas poblaciones de zooplancton (y otros consumidores de algas) puede conducir a una biomasa insignificante de algas en un cuerpo de agua, a pesar de los altos niveles de nutrientes. En este



caso, el cuerpo de agua a menudo se caracteriza por un aumento de los nutrientes disueltos, turbidez reducida, y la proliferación de macrófitos.

Algunos modelos incluyen ecuaciones de zooplancton con el fin de calcular la depredación de algas. Sin embargo, los datos limitados sobre el zooplancton por lo general no incluyen la formulación detallada de la población de zooplancton. En cambio, la tasa de pastoreo del zooplancton es a menudo tratada como una constante en la ecuación 156:

$$PR_x = \text{constante}$$

(Ecuación 179)

Donde  $PR_x$  = tasa de depredación de grupo algal  $x$  ( $\text{día}^{-1}$ ).

Otro enfoque para describir la tasa de depredación de algas sin modelar directamente el zooplancton es vincular  $PR_x$  con la temperatura y la biomasa de algas. Similar a la formulación para el metabolismo basal, ecuación 178, la siguiente ecuación se utiliza para la depredación de algas (Tetra Tech, 2006):

$$PR_x = PRR_x \left( \frac{B_x}{B_{xp}} \right)^{\alpha P} * e^{KT_B(T-TR_x)}$$

(Ecuación 180)

Donde  $PRR_x$  = tasa de depredación en  $TR_x$  temperatura de referencia para el grupo de  $x$ , ( $\text{day}^{-1}$ ),  $B_{xp}$  = concentración de referencia para la depredación de algas ( $\text{gC}/\text{m}^3$ ) y  $\alpha P$  = factor de dependencia exponencial.

La ventaja de la ecuación 180, es que cuando la concentración de algas  $B_x$  es mucho menor (mayor) que la concentración de referencia de algas,  $B_{xp}$  la tasa de depredación será muy pequeña. Esto reduce eficazmente la fluctuación de la concentración de algas en el modelo.

A pesar de que el metabolismo basal y la depredación de algas tienen formulaciones similares, como se describe en las ecuaciones 178 y 180, los dos procesos tienen diferentes distribuciones de productos finales para el carbono orgánico, nitrógeno, fósforo y sílice. Los productos finales de la depredación de las algas deben ser en gran medida partículas de materia orgánica, mientras que los productos finales del metabolismo basal se deben en gran parte a la materia orgánica disuelta y la materia inorgánica disuelta.

#### 4.4.2.4.3. Sedimentación de algas.

Además de metabolismo basal y la depredación de algas, la sedimentación de algas es otro mecanismo importante que elimina físicamente las algas de la columna de agua. La sedimentación se representa en la ecuación cinética de

algas (156), como  $(\partial/\partial z)(WS_x B_x)$ . Las algas son generalmente un poco más pesadas que el agua, por lo tanto, la sedimentación se produce incluso aunque la diferencia de densidad entre las algas y el agua es muy pequeña. Este proceso resulta en la eliminación de las algas de la zona eufótica. En aguas con fuerte mezcla vertical, la fijación de algas es generalmente débil, pero aún pueden contribuir a la reducción global de las algas.

La sedimentación de algas en aguas naturales es un fenómeno complejo y depende de muchos factores, tales como:

1. La densidad, tamaño y forma de las algas.
2. La densidad, la velocidad, la intensidad de la turbulencia, y la viscosidad del agua.

La velocidad de sedimentación de algas también puede depender del modelo utilizado. En modelos de una sola capa (o verticalmente promediados), la sedimentación de algas representa la remoción de la biomasa de algas a los sedimentos bentónicos y por lo tanto es un término sumidero de la columna de agua. En modelos con múltiples capas verticales, la fijación de algas representa el desplazamiento vertical de las partículas de algas a la capa inferior y por lo tanto es un término sumidero de la capa superior, mientras que es un término de la fuente para la capa inferior. Por lo tanto, la definición de la solución de tasa es diferente, dependiendo de la resolución vertical del modelo. Además, un modelo de calidad del agua con una capa vertical puede no ser capaz de resolver adecuadamente el proceso de transporte vertical, tales como circulaciones de corrientes ascendentes y verticales. Por consiguiente, para compensar estas insuficiencias, el modelo de una sola capa también podría tener que especificar la solución de velocidades diferentes de las de un modelo de capas múltiples. No es práctico para calcular la velocidad de ajuste de algas en un modelo de calidad del agua. La mayoría de los modelos de algas especifican velocidades de sedimentación como parámetros del modelo, tales como los de tres grupos de algas, WSC, WSRF y WSS en la ecuación 156. Los valores publicados de velocidades de sedimentación de algas puede diferir en más de unos pocos órdenes de magnitud, variando típicamente de 0,05 a 15 m/día.

La sedimentación de algas puede ser una importante fuente de nutrientes para el lecho de sedimentos y puede jugar un papel importante en el proceso de sedimentación diagénesis. La biomasa de algas establecidas sufre reacciones bacterianas y bioquímicos en el lecho, y luego libera nutrientes a la columna de agua.

#### 4.4.2.5. Sílice y diatomea.

La sílice está incluida en la modelación de calidad del agua sólo cuando las diatomeas son consideradas.

El silicio (Si) es un elemento no metálico y es uno de los elementos más abundantes en la corteza terrestre. El Silicio reacciona rápidamente con el oxígeno y el agua, y no está por lo general en su forma pura en la naturaleza. En su lugar, el silicio existe sobre todo en las formaciones en las rocas de silicato. La mayoría del silicio no está disponible para la absorción de las algas debido a su naturaleza insoluble. Cuando se combina con agua, los silicatos puede convertirse en ácido ortosilícico,  $Si(OH)_4$ , la forma que puede ser consumido directamente por las diatomeas. En estudios de eutrofización, la sílice ( $SiO_2$ ) se utiliza a menudo para representar el silicio necesario para el crecimiento de diatomeas.

La sílice puede ser un nutriente limitante para el crecimiento de diatomeas. Todas las algas, tales como algas azul-verdosas y algas verdes, necesitan fósforo y nitrógeno como nutrientes, pero sólo las diatomeas también requieren de sílice para el crecimiento. Las diatomeas acumulan sílice como un elemento estructural en sus paredes celulares. La relación de nutrientes, N/Si/P, que afecta a las algas es dominante en un cuerpo de agua.

Las diatomeas tienden a crecer rápidamente, si hay nutrientes suficientes (Si, P y N) disponibles. En aguas naturales, las diatomeas son a menudo dominantes en la primavera, cuando grandes cantidades de sílice se ponen en el sistema de escorrentía superficial. La floración de diatomeas termina, después de que la sílice disponible en el agua se utiliza y se almacena en las diatomeas. El agotamiento de los nutrientes puede conducir a la fuerte caída de las concentraciones de diatomeas y el crecimiento de otras algas (no diatomeas). Como las diatomeas se depositan en el fondo del cuerpo de agua, ellas se disuelven lentamente y luego liberan sílice de nuevo en la columna de agua. La sílice y el ciclo de diatomeas en la columna de agua y en lecho de sedimentos se ven también afectadas por las concentraciones de otros nutrientes (N y P). Las cargas crecientes de P y N de las actividades humanas con la producción y el consumo de diatomeas aumenta la sílice rápido en la columna de agua. La sedimentación de diatomeas elimina la sílice de la columna de agua sobre el lecho de sedimento que resulta en una reducción de la oferta de Sílice el cuerpo de agua y una alteración de la relación de N/Si y P/Si. La consecuencia es que el Si es más limitado para el crecimiento de diatomeas.

La sílice puede ser representado por dos variables de estado: SU y SA. Sílice biogénica representa la sílice no disponible para el crecimiento de diatomeas. La sílice disponible tiene dos fases: disuelto y particulado. La sílice disuelta disponible, SAd, representa la sílice que está directamente disponible para la

absorción de diatomeas. La ecuación de diatomeas dada en la ecuación 156, es el mismo que para las algas azul-verdosas y algas verdes. La función de limitación de nutrientes  $f_1(N)$ , se necesita usar la ecuación 164, para incluir la sílice en consideración. La Sílice biogénica tiene las siguientes fuentes y sumideros (Cercó y Cole, 1994): (1) el metabolismo basal de diatomeas ( $BM_d$ ) y la depredación  $PR_2$ , (2) la disolución de sílice disponible, (3) sedimentación y (4) cargas externas.

La ecuación cinética correspondiente es:

$$\frac{\partial SU}{\partial t} = (FSP_d * BM_d + FSPP * PR_d)ASC_d * B_d - K_{SUA} * SU + \frac{\partial}{\partial z}(w_s * SU) + \frac{WSU}{V}$$

(Ecuación 181)

Donde  $SU$  = concentración de partículas de sílice biogénica ( $gSi/m^3$ ),  $FSP_d$  = fracción de sílice metabolizado por diatomeas producidos como partículas de sílice biogénico,  $FSPP$  = fracción de sílice de diatomeas precedidas producidos como partículas de sílice biogénico,  $ASC_d$  = relación de sílice/carbono de diatomeas ( $gSi/gC$ ),  $K_{SUA}$  = velocidad de disolución de sílice en partículas biogénicas ( $día^{-1}$ ),  $w_s$  = velocidad de sedimentación de sedimento cohesivo ( $m/s$ ), y  $WSU$  = cargas externas de partículas biogénicas de sílice ( $gSi/día$ ).

La sílice disponible incluye las siguientes fuentes y sumideros:

1. Metabolismo basal de diatomeas  $BM_d$ , la depredación  $PR_d$  y absorción ( $P_d$ ).
2. La sedimentación (partículas) de sílice disponible.
3. Disolución de sílice en partículas biogénicas.
4. intercambio de Sedimentos y agua de sílice disuelta en la capa inferior.
5. Las cargas externas.

La ecuación cinética que describe estos procesos es:

$$\frac{\partial SA}{\partial t} = (FSI_d * BM_d + FSIP * PR_d - P_d)ASC_d * B_d - K_{SUA} * SU + \frac{\partial}{\partial z}(w_s * SAp) + \frac{BFSAd}{\Delta z} + \frac{WSA}{V}$$

(Ecuación 182)

Donde  $SA$  = concentración de sílice disponible ( $gSi/m^3$ ),  $SAd$  = sílice disuelto disponible ( $gSi/m^3$ ),  $SAp$  = partículas (absorbida) de sílice disponible ( $gSi/m^3$ ),  $FSI_d$  = fracción de sílice metabolizado por las diatomeas producidos como sílice disponible,  $FSIP$  = fracción de sílice de diatomeas anterior producido como sílice

disponible,  $BFSAd$  = intercambio de flujo entre agua-sedimento de sílice disponible ( $gSi / m^2 / día$ ), aplicado a la capa inferior solamente.,  $\Delta z$  = el espesor de la capa inferior en el modelo numérico, y  $WSA$  = cargas externas de sílice disponible ( $gSi / día$ ).

La sílice disponible incluye tanto el disuelto ( $SAd$ ) y de particulada ( $SAP$ ):

$$SA = SAd + SAP$$

(Ecuación 183)

#### 4.4.2.6. Perifiton

El Perifiton es un grupo de organismos adheridos a un sustrato (por ejemplo, piedras, plantas más grandes, o el fondo de un cuerpo de agua). Los organismos incluyen algas, hongos, bacterias y protozoos. Las algas asociadas son el grupo más importante de perifiton y suelen ser el foco de los estudios de perifiton. Cuando son abundantes, el perifiton elimina los nutrientes de la columna de agua, reduciendo así el riesgo de proliferación de algas. El Perifiton también es una importante fuente de alimento para los invertebrados y peces.

Las principales diferencias características entre perifiton (algas adheridas) y otras algas de libre flotación (por ejemplo, las algas azul-verdosas, diatomeas y las algas verdes) son:

1. El Perifiton permanece en una ubicación fija al unirse a la parte inferior del cuerpo de agua, mientras que otras algas flotan libremente en la columna de agua.
2. El Perifiton a menudo prevalece en los sistemas lóticos, como los ríos, mientras que las otras algas pueden crecer en los cuerpos de agua que pueden o no estar lóticos, tales como lagos y estuarios.

Los perifiton usualmente existen en ambientes de poca profundidad y pueden influenciar el consumo de nutrientes y variar el oxígeno diurno. El perifiton puede ser un indicador sensible de calidad de agua en sistemas loticos. Quinm (1991) reportó que el crecimiento excesivo de perifiton provoca:

1. Reducción de la claridad, alteración del color y flotación de materia debido al desprendimiento de material.
2. Largas fluctuaciones diurnas en pH y OD que pueden estresar o eliminar las especies sensibles.
3. La obstrucción de las entradas de agua a las pantallas y filtros.
4. Esteras densas en la cama reducen el flujo intergravel y la calidad del hábitat para invertebrados bentónicos y peces de desove.

5. Restricción o degradación de la natación y otras actividades recreativas acuáticas debido a la degradación estética.

El perifiton tiene requisitos similares de crecimiento como otras algas (algas azul-verdosas, diatomeas y las algas verdes) y está sujeta a los mismos procesos básicos del crecimiento, el metabolismo basal y la depredación. De la ecuación 156, tiene la forma:

$$\frac{\partial B_m}{\partial t} = (P_m - BM_m - PR_m)B_m$$

(Ecuación 184)

Donde  $B_m$  = biomasa algal del perifiton = ( $gC/m^2$ ),  $t$  = tiempo ( $día^{-1}$ ),  $P_m$  = tasa de producción de perifiton ( $día^{-1}$ ),  $BM_m$  = tasa de metabolismo basal de perifiton ( $día^{-1}$ ), y  $PR_m$  = tasa de depredación de perifiton ( $día^{-1}$ ).

Los términos de la pérdida de sedimentación y la carga externa en la ecuación 156, se omiten aquí. La población de perifiton se trata como un grupo y se representa en la biomasa de algas como carbono. Debido a las diferencias en las características, las técnicas de modelación para perifiton (algas adheridas) deberían ser diferentes a las algas de libre flotación, incluyendo:

1. *Transporte Horizontal*: el perifiton se une al lecho y no está sujeto a transporte hidrodinámico.
2. *Velocidad de flujo*: La disponibilidad de nutrientes a perifiton puede ser influenciado por la velocidad de flujo.
3. *Asentamiento vertical*: el perifiton no tiene pérdidas de sedimentación, sino que puede tener pérdidas adicionales debido al desprendimiento o limpieza del lecho.
4. *Unidades*: el Perifiton se expresa en términos de densidades superficiales en lugar de concentraciones volumétricas.
5. *La disponibilidad del sustrato en el fondo*: Dado que normalmente el perifiton se presenta en la superficie en ambientes de fondo duro, las características del sustrato del fondo también puede limitar el crecimiento de perifiton.

La tasa de producción de perifiton,  $P_m$ , b puede expresar como (Warwick et al, 1997; USEPA, 2000d.):

$$P_m = PM_m * f_1(N) * f_2(I) * f_3(T) * f_4(V) * f_5(B_m)$$

(Ecuación 185)

Donde,  $PM_m$  = tasa de crecimiento máxima para perifiton ( $\text{día}^{-1}$ ),  $f_1(N)$  = función que limita el crecimiento de los nutrientes ( $0 \leq f_1 \leq 1$ ),  $f_2(I)$  = función que limita el crecimiento por la intensidad de la luz ( $0 \leq f_2 \leq 1$ ),  $f_3(T)$  = función que limita el crecimiento por la temperatura ( $0 \leq f_3 \leq 1$ ),  $f_4(V)$  = función de limitar el crecimiento por la velocidad ( $0 \leq f_4 \leq 1$ ), y  $f_5(B_m)$  = función que limita el crecimiento por la biomasa de perifiton ( $0 \leq f_5 \leq 1$ ).

#### 4.4.3. Carbono orgánico.

El carbono es uno de los elementos más abundantes en la materia viva y es un componente esencial de la materia orgánica. El Carbono total se compone de formas orgánicas e inorgánicas que pueden ser tanto disueltas y particuladas. La fotosíntesis convierte el carbono inorgánico en carbono orgánico. Debido a que las algas necesitan luz solar para crecer, el proceso de fotosíntesis sólo ocurre en la capa superior de un cuerpo de agua donde haya luz solar suficiente. El carbono inorgánico afecta directamente a los valores de pH en la columna de agua. Puesto que es generalmente disponible en exceso, de carbono inorgánico se excluyen a menudo de los modelos de eutrofización (por ejemplo, Cerco y Cole, 1994), a menos que la modelación de pH está involucrada.

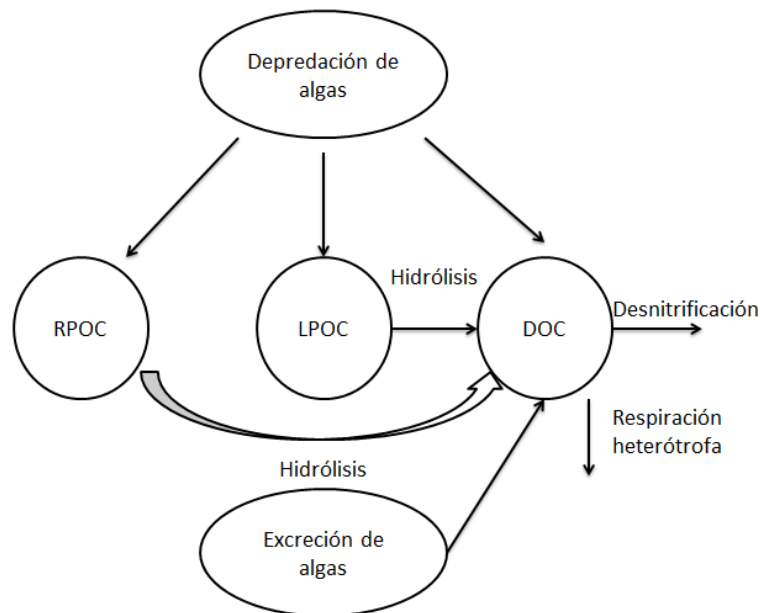
La producción de carbono orgánico es un proceso clave en el estudio de la eutrofización. El ciclo del carbono orgánico consiste en la fotosíntesis, la respiración y la descomposición. Debido a que las tasas de decaimiento del carbono orgánico son más rápidas que en otros, el carbono orgánico se puede dividir en aquellos que se desintegran a una velocidad rápida (lábil) y aquellos que se desintegran a una velocidad más lenta (refractario). En los modelos de calidad del agua, el carbono orgánico puede ser categorizado como: (1) RPOC, (2) LPOC, y (3) DOC. El carbono orgánico total es la suma de todos los compuestos orgánicos de carbono y puede ser expresado como:

$$TOC = RPOC + LPOC + DOC$$

(Ecuación 186)

Las partículas de carbono orgánico lábil tienen una escala de tiempo de descomposición de días a semanas y se desintegra rápidamente, ya sea en la columna de agua o en la cama de sedimentos. El carbono orgánico particulado refractario tiene una escala de tiempo de descomposición de meses a temporadas, después de haber sido depositado en el lecho de sedimentos. A través de los procesos de diagénesis de sedimentos, el RPOC instalado en la cama puede afectar la calidad del agua en la columna de agua durante mucho tiempo (temporadas e incluso años). Las fuentes de carbono orgánico incluyen la excreción y la muerte de los organismos vivos (por ejemplo, algas) y cargas externas. Los vertidos de materia orgánica procedentes de fuentes puntuales (por

ejemplo, las plantas de tratamiento de aguas residuales) pueden ser una importante fuente de carbono orgánico, lo que hacen las grandes déficits y la violación de las normas de calidad del agua. Los materiales orgánicos derivados de la vegetación en la cuenca tributaria son típicamente bajos en LPOC y altos en RPOC. Los materiales orgánicos de los fertilizantes y las aguas residuales municipales a menudo tienen un contenido alto LPOC.



**Ilustración 12. Variables de estado del carbono orgánico y sus transformaciones.**

Las transformaciones orgánicas de carbono están representados en un enfoque de cascada Ilustración 12, la depredación de algas y la excreción de algas contribuyen a RPOC, LPOC y DOC.

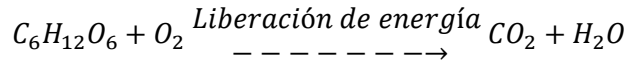
1. La hidrólisis convierte RPOC y LPOC al DOC.
2. La desnitrificación y la respiración heterótrofa eliminan el DOC.

**4.4.3.1. Descomposición del carbono orgánico.**

Las bacterias descomponen la materia orgánica para obtener energía para el crecimiento, descomponerlo en sustancias más simples orgánicas, y eventualmente convertirlo en sustancias inorgánicas. Esta descomposición ejerce



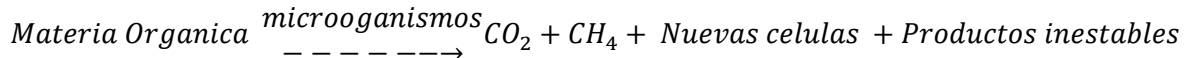
una demanda de oxígeno y elimina el OD de la columna de agua. Una representación simplificada de esta descomposición es la misma que la ecuación para la respiración, la ecuación 175, y viene dado por la siguiente:



(Ecuación 187)

Donde la glucosa  $C_6H_{12}O_6$  representa los compuestos orgánicos. La energía química liberada por la conversión de glucosa en dióxido de carbono y agua se utiliza para la variedad de procesos celulares. La ecuación 187 representa la reacción opuesta a la mostrada en la ecuación 165, para la fotosíntesis. La ecuación 187 indica que se requiere oxígeno para oxidar el material orgánico, que puede ser una fuente importante para la reducción de oxígeno en un sistema acuático. La dinámica de carbono y el oxígeno están íntimamente relacionados. El oxígeno se produce cuando el carbono orgánico se produce, mientras que el oxígeno se consume cuando el carbono orgánico se descompone.

Bajo condiciones anaeróbicas, ciertas bacterias pueden utilizar el nitrato en lugar de oxígeno, pero ellas se presentan sólo en la cama de sedimento o en el fondo de un cuerpo de agua estratificado, tras el agotamiento del oxígeno prolongado producido. Cuando el oxígeno es insuficiente, la descomposición anaeróbica resultante se lleva a cabo por los microorganismos completamente diferentes. Ellos producen productos finales que pueden ser muy objetables, incluyendo sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), amoníaco ( $NH_3$ ) y metano ( $CH_4$ ). La descomposición anaeróbica puede ser representado por la siguiente ecuación:



(Ecuación 188)

#### 4.4.3.2. Ecuaciones para el carbono orgánico.

Por razones de brevedad, todas las formas de carbono tratados en este libro representan las concentraciones como el carbono. Por ejemplo, una concentración de 10-mg / L de carbono orgánico disuelto se refiere a 10 mg de carbono en forma de carbono orgánico disuelto en 1 litro de agua.

A excepción de la escala de tiempo de descomposición, LPOC y RPOC tienen propiedades similares y son controladas principalmente por los siguientes procesos (Fig. 5.3.1): (1) la depredación de algas, (2) hidrólisis de DOC, (3)

sedimentación y (4) las cargas externas. En consecuencia, la ecuación que rige para las partículas de carbono orgánico (POC) debe tener el siguiente formato:

$$\text{Cambio neto de POC} = \text{depredación de algas} - \text{hidrólisis} - \text{sedimentación} + \text{cargas externas}$$

(Ecuación 189)

En la ecuación 189 la depredación de algas incluye todo tipo de algas, incluyendo las cianobacterias (algas azul-verdosas), diatomeas y algas verdes. Matemáticamente, la ecuación 189 se puede escribir para RPOC y LPOC como (Cercos y Cole, 1994):

$$\frac{\partial RPOC}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} FCRP * PR_x * B_x - K_{RPOC} * RPOC + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{RP} * RPOC) + \frac{WRPOC}{V}$$

(Ecuación 190)

$$\frac{\partial LPOC}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} FCLP * PR_x * B_x - K_{LPOC} * LPOC + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{LP} * LPOC) + \frac{WLPOC}{V}$$

(Ecuación 191)

Donde  $RPOC$  = concentración de carbono orgánico particulado refractario ( $gC/m^3$ ),  $LPOC$  = concentración de partículas de carbono orgánico lábil ( $gC/m^3$ ),  $FCRP$  = fracción de carbono precedido producido como carbono orgánico particulado refractario,  $FCLP$  = fracción precedida de carbono producido como partículas de carbono orgánico lábil,  $K_{RPOC}$  = velocidad de hidrólisis de partículas de carbono orgánico refractario ( $día^{-1}$ ),  $K_{LPOC}$  = velocidad de hidrólisis de partículas de carbono orgánico lábil ( $día^{-1}$ ),  $WS_{RP}$  = velocidad de sedimentación de partículas de materia orgánica refractaria ( $m/día$ ),  $WS_{LP}$  = velocidad de sedimentación de partículas de materia orgánica lábil ( $m/día$ ),  $WRPOC$  = cargas externas de carbono orgánico particulado refractario ( $gC/día$ ), y  $WLPOC$  = cargas externas de partículas de carbono orgánico lábil ( $gC/día$ ).

#### 4.4.4. Fósforo.

El fósforo (P) es uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento de algas. A diferencia del nitrógeno, que es muy soluble, el fósforo tiene una solubilidad baja y está fuertemente adsorbido a los sólidos en suspensión que se depositan fuera de la columna de agua. La sedimentación puede llevar a una acumulación de fósforo en el lecho. El nitrógeno tiene una forma gaseosa ( $N_2$ ), pero el fósforo no. Aunque las algas consumen fósforo mucho menos que el nitrógeno, el fósforo juega un

papel clave en el crecimiento de algas. El fósforo es a menudo el nutriente limitante, especialmente en aguas dulces. Las concentraciones de fósforo en los ríos de las zonas vírgenes (no afectado por las actividades humanas) por lo general son pequeñas. El fósforo no es un elemento tóxico, a menos que esté presente en niveles muy altos. La principal preocupación acerca de las elevadas concentraciones de fósforo en un cuerpo de agua tiene que ver con la productividad excesiva de plantas acuáticas y la eutrofización. El rápido crecimiento de la vegetación acuática y/o el aumento de la población de algas son perjudiciales para el ecosistema, causando alta biomasa algal, el crecimiento excesivo de la vegetación acuática, la reducción de la transparencia, y el agotamiento del oxígeno.

Los principales reservorios naturales de fósforo son minerales poco solubles. La erosión de estos minerales procedentes de fuentes terrestres y su escurrimiento hacia aguas superficiales son importantes fuentes de fósforo nuevo. Antes de la prohibición de fosfatos generalizados en los detergentes, las aguas superficiales recibieron una porción considerable de fósforo de los detergentes. La prohibición dio lugar a una disminución en las concentraciones de P muchas aguas. Las fuentes puntuales de P incluyen plantas de tratamiento de aguas residuales y vertimientos industriales. Las fuentes no puntuales incluyen la erosión natural de las rocas y los minerales, la escorrentía superficial, la deposición atmosférica, y la entrada directa por los animales. En prístinas aguas naturales, la principal fuente de P es la escorrentía de la cuenca y el flujo de la cama de sedimento. La deposición atmosférica de fósforo es relativamente pequeña. El fósforo utilizado en la agricultura, la industria y otras actividades humanas conducen a cargas mayores a las aguas receptoras. El exceso de cargas de P puede causar proliferación de algas o molestia en el crecimiento de las plantas acuáticas. Por lo tanto, la limitación en fuentes puntuales y no puntuales de P es esencial para el control de la eutrofización.

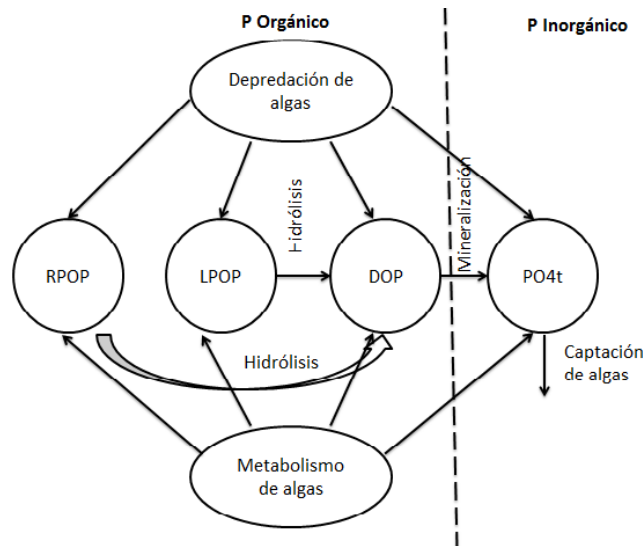
El fósforo existe en formas orgánicas e inorgánicas. Ambas formas incluyen la fase particulada y la disuelta. El fósforo total es una medida de todas las formas de fósforo y se utiliza ampliamente para el establecimiento de criterios tróficos estatales. El TP se puede dividir en las siguientes variables de estado en un modelo de calidad del agua: (1) RPOP, (2) LPOP, (3) DOP, y (4) PO<sub>4t</sub>.

La proporción relativa de cada forma depende de la naturaleza y el origen de estos materiales. Los compuestos inorgánicos de P pueden estar asociados con diversas formas de Fe, Al, Ca y otros elementos. Las formas orgánicas de P están generalmente asociadas con los organismos vivos, y se componen de compuestos de P fácilmente descompensables (LPOP) y compuestos orgánicos P lentamente descompensables (RPOP). El fósforo inorgánico se resume como fosfato total (PO<sub>4t</sub>), que incluye tanto la fase disuelta y la particulada de fosfato. Las partículas de fosfato (PO<sub>4p</sub>) se supone que están en condición de equilibrio con el fosfato disuelto (PO<sub>4d</sub>) a través de un proceso de división. El PO<sub>4d</sub> representa el fósforo

que pueden ser tomados directamente por las algas, aunque algunos asimilaciones de fósforo orgánico pueden ocurrir, especialmente durante los períodos de deficiencias de P. el Fósforo Reactivo Soluble (SRP) es una mezcla de especies disueltas inorgánicos y orgánicos medidos por el método descrito por APHA (2000). El SRP representa el P que está fácilmente disponible para las plantas y algas acuáticas. En los estudios de modelación de la calidad del agua, a menudo  $PO_4d$  se compara con los datos medidos de SRP en comparación de modelos de datos. El SRP puede sobrestimar la concentración de  $PO_4d$ , ya que SRP es en realidad una combinación de ortofósforo y fósforo orgánico de bajo peso molecular. Los componentes de bajo peso molecular de fósforo orgánicos son rápidamente ciclados y finalmente absorbidos por las algas, por lo que, SRP es todavía una medida aceptable de fósforo biodisponible disuelto (Sheng y Chen, 1993).

La Ilustración 13, describe las transformaciones entre las variables de estado P. Las principales fuentes internas de P son el metabolismo de las algas y la depredación de algas por el zooplancton. Las algas son consumidas por el zooplancton, que devuelven los nutrientes al sistema a través de la muerte de zooplancton, sobre todo en las formas orgánicas. El fósforo orgánico particulado representa la materia particulada vivos y muertos, como las algas y detritus. El fósforo orgánico disuelto incluye fósforo orgánico excretado por organismos y compuestos solubles P. El fosfato disuelto interactúa con fosfato de partículas a través de un mecanismo de sorción y desorción. El Fosfato disuelto es absorbido por las algas para el crecimiento y se incorpora en la biomasa de algas. En los modelos de calidad del agua (por ejemplo, Cerco y Cole, 1994), las formas orgánicas son sometidos a hidrólisis y la mineralización o descomposición bacteriana en fósforo inorgánico antes de que las algas puede consumir.

Las transformaciones de fósforo se puede representar en un enfoque de cascada (Ilustración 13) (1) hidrólisis convierte RPOP y LPOP a DOP, (2) la mineralización convierte DOP a  $PO_4t$ , y (3) la absorción de algas  $PO_4d$  para el crecimiento.



### Ilustración 13. Variables de estado del fósforo y sus transformaciones.

Los procesos de transporte y destino de fosfato están fuertemente influenciados por los procesos sedimentarios. El fosfato total incluye la fase particulada y la disuelta en el lecho de sedimentos y en la columna de agua. La atmósfera puede añadir fósforo en la columna de agua a través de la deposición atmosférica, y los fosfatos pueden ser enterrados en la capa de sedimento profundo y salir definitivamente del cuerpo de agua. Las algas también consumen fosfato disuelto para el crecimiento. Los procesos clave son:

1. Entrada y salida de flujo.
2. La sedimentación de las partículas de fósforo en la columna de agua.
3. La sorción y desorción en la columna de agua y en el lecho de sedimentos.
4. Intercambio entre la columna de agua y el lecho a través de deposición/resuspensión y difusión.
5. Pérdidas por entierro.
6. La captación y el metabolismo de las algas.

El fósforo y los sedimentos en suspensión dispersados en la columna de agua, donde el fósforo disuelto absorbe a las partículas de sedimento en condiciones aeróbicas. La sedimentación posterior de los sedimentos de fósforo en suspensión y absorbidos pueden proporcionar un mecanismo de pérdida significativa de fósforo a partir de la columna de agua para el lecho de sedimentos. En la columna de agua y el lecho de sedimentos, el intercambio entre el fósforo disuelto y particulado se produce mediante el proceso de absorción/desorción. Los sedimentos del lecho pueden ser rastreados y entrar en la columna de agua, mientras que los sedimentos en suspensión pueden someterse a la solución y se depositan en la cama. En condiciones anaerobias, el fosfato adsorbido a partículas de sedimento puede llegar a ser disuelto de nuevo y se vuelve biodisponible. Esta

reabsorción es un componente clave del crecimiento y el ciclo de decaimiento. El fosfato disuelto en agua de los poros de la cama de sedimento se puede difundir a la columna de agua, y viceversa, en función de la diferencia de concentración entre los dos.

Los procesos anteriores para los fosfatos son similares a los de los tóxicos. Sin embargo, las diferencias entre los dos incluyen:

1. Los tóxicos puede ser removidos de la columna de agua a través de la bioacumulación y la transformación, mientras que el fosfato disuelto es absorbido por las algas de crecimiento.
2. Algunas sustancias tóxicas se pueden convertir en una fase gaseosa y se liberan en la atmósfera a través de la volatilización, pero el fosfato no puede.

#### 4.4.4.1. Ecuaciones para las variables de estado del fósforo

Todas las formas de fósforo descritos a continuación, representan las concentraciones como el fósforo. Por ejemplo, una concentración de ortofosfato expresado como **10 mg/L** se refiere a una concentración de ortofosfato de **10 mg/L** como el fósforo. El modelo EFDC utiliza cuatro variables de estado para el fósforo: tres formas orgánicas (refractario particulado, partículas lábiles y disuelto) y una forma inorgánica (fosfato total).

##### 4.4.4.1.1. Partículas de fósforo orgánico

Como se ilustra en las Ilustración 10 y 13, el POP están determinadas en gran medida por (1) el metabolismo de las algas, (2) la depredación de algas, (3) hidrólisis de POP de fósforo orgánico disuelto, (4) sedimentación, y (5) las cargas externas.

La ecuación cinética para POP (RPOP y LPOP) se puede describir como:

*El cambio de POP =  
metabolismo basal de algas + depredación de algas –  
hidrólisis de POP hidrólisis – sedimentación + fuente externa*

Por lo tanto, las ecuaciones cinéticas para RPOP y LPOP son (Cercó y Cole, 1994; Park et al, 1995):

$$\frac{\partial RPOP}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FPR_x * BM_x + FPRP * PR_x) APC * B_x - K_{RPOP} * RPOP + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{RP} * RPOP) + \frac{WRPOP}{V}$$

(Ecuación 192)

y

$$\frac{\partial LPOP}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FPL_x * BM_x + FPLP * PR_x) APC * B_x - K_{LPOP} * LPOP + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{LP} * LPOP) + \frac{WLPOP}{V} \quad (\text{Ecuación 193})$$

Donde  $RPOP$  = concentración de fósforo orgánico particulado ( $gP/m^3$ ),  $LPOP$  = concentración de fósforo orgánico particulado lábil ( $gP/m^3$ ),  $FPR$  = fracción de fósforo metabolizados por las algas del grupo  $x$  producidos como  $RPOP$ ,  $FPL_x$  = fracción de fósforo metaboliza por algas del grupo  $x$  producidos como  $LPOP$ ,  $FPRP$  = fracción de fósforo producido como  $RPOP$ ,  $FPLP$  = fracción del fósforo anterior producido como  $LPOP$ ,  $APC$  = promedio de fósforo/relación de carbono en todos los grupos de algas ( $gP/gC$ ),  $K_{RPOP}$  = tasa de hidrólisis de  $RPOP$  ( $día^{-1}$ ),  $K_{LPOP}$  = tasa de hidrólisis  $LPOP$  ( $día^{-1}$ ),  $WRPOP$  = cargas externas de  $RPOP$  ( $gP/día$ ), y  $WLPOP$  = cargas externas de  $LPOP$  ( $gP/día$ ).

#### 4.4.4.1.2. Fósforo orgánico disuelto.

Los principales procesos que afectan fósforo orgánico disuelto son Ilustración 10 y 13, (1) metabolismo de las algas, (2) la depredación de algas, (3) hidrólisis de  $RPOP$  y  $LPOP$ , (4) la mineralización de fósforo fosfato, y (5) las cargas externas.

Estos procesos se puede expresar como:

*El cambio de la DOP*

$$= \text{metabolismo de algas basal} + \text{depredación de algas} \\ + \text{hidrólisis de POP} - \text{mineralización} + \text{fuentes externas}$$

La ecuación cinética correspondiente es:

$$\frac{\partial DOP}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FPD_x * BM_x + FPDP * PR_x) APC * B_x + K_{RPOP} * RPOP + K_{LPOP} * LPOP \\ - K_{DOP} * D + \frac{WDOP}{V}$$

(Ecuación 194)

Donde  $DOP$  = concentración de fósforo orgánico disuelto ( $\frac{gP}{m^3}$ ),  $FPDX$  = fracción de fósforo metabolizados por las algas del grupo  $x$  producidos como  $DOP$ ,  $FPDP$  = fracción de fósforo inicial producido como  $DOP$ ,  $K_{DOP}$  = tasa de mineralización de  $DOP$  ( $día^{-1}$ ), y  $WDOP$  = cargas externas de  $DOP$  ( $\frac{gP}{día}$ ).

#### 4.4.4.1.3. Fosfato Total.

Fosfato total ( $PO4t$ ) incluye fosfato disuelto ( $PO4d$ ) y fosfato absorbido ( $PO4p$ ):

$$PO4t = PO4d + PO4p$$

(Ecuación 195)

La cantidad de fosfato total en un cuerpo de agua depende de:

1. El metabolismo de las algas, depredación, y la absorción.
2. La mineralización del fósforo orgánico disuelto.
3. La sedimentación de  $PO4p$ .
4. Intercambio de  $PO4d$  en la interfaz cama de sedimento-columna de agua.
5. Las cargas externas.

La ecuación cinética correspondiente es:

$$\frac{\partial PO4t}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FPI_x * BM_x + FPIP * PR_x - P_x) APC * B_x + K_{DOP} * DOP + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{TSS} * PO4p) + \frac{BFPO4d}{\Delta z} + \frac{WPO4t}{V}$$

(Ecuación 196)

Donde  $PO4t$  = fosfato total ( $gP/m^3$ ),  $PO4p$  partículas = fosfato particulado (absorbido) ( $gP/m^3$ ),  $FPI_x$  = fracción de fósforo metabolizado por las algas del grupo  $x$  producidos como fósforo inorgánico,  $FPIP$  = fracción de fósforo producido como fósforo inorgánico,  $WS_{TSS}$  = velocidad de sedimentación de los sólidos en suspensión ( $m/día$ ), proporcionado por el modelo de sedimento,  $BFPO4d$  = agua-sedimento flujo de intercambio de fosfato ( $gP/m^2/día$ ), aplicado a la capa inferior solamente, y  $WPO4t$  = cargas externas de fosfato total ( $gP/día$ ).

#### 4.4.5. Nitrógeno.

El nitrógeno es esencial para la producción de tejido vegetal y animal. Es un componente clave de la materia orgánica y se utiliza principalmente por plantas y animales para sintetizar proteínas. Los promedios de proteína de nitrógeno es ~16%. Aunque el nitrógeno es un nutriente indispensable para el crecimiento de plantas acuáticas, demasiado nitrógeno es perjudicial para el ecosistema. El nitrógeno existe en varias formas químicas y el ciclo del nitrógeno es complejo (Figura 8). Algunas bacterias y las algas azul-verdosas, a través de la fijación de nitrógeno, pueden extraer gas nitrógeno de la atmósfera y lo transforman en



nitrógeno orgánico. Algunas otras bacterias liberan nuevo gas nitrógeno a la atmósfera a través de un proceso de desnitrificación.

Puede parecer inusual que el nitrógeno pueda limitar el crecimiento de algas, dado que la atmósfera es ~78% de gas nitrógeno, sin embargo, sólo unas pocas formas de vida (por ejemplo, las algas azul-verdosas) tienen la capacidad de fijar nitrógeno gaseoso directamente de la atmósfera. La mayoría de especies de algas pueden utilizar nitrógeno sólo si se encuentra en formas inorgánicas y disueltas, tales como  $\text{NH}_4$  o  $\text{NO}_3$ . Un sistema con limitación de nitrógeno es a menudo un problema mayor que un sistema con limitación de fósforo. En aguas eutróficas muchas floraciones de algas se deben principalmente a las algas azul-verdosas que directamente pueden fijar el nitrógeno atmosférico. Por lo tanto, la eliminación de las fuentes humanas de nitrógeno puede tener un efecto muy limitado en la mejora de la condición eutrófica en estas aguas.

Además de ser un nutriente esencial para el crecimiento de algas, el nitrógeno también desempeña papeles importantes en otros procesos de calidad de agua y puede constituir un problema en su propio derecho. Por ejemplo:

1. La oxidación de  $\text{NH}_4$ , a  $\text{NO}_3$  durante el proceso de nitrificación consume oxígeno y puede contribuir significativamente a la reducción de oxígeno de un cuerpo de agua.
2. Las altas concentraciones de  $\text{NH}_3$  no ionizado puede ser tóxico para la vida acuática.
3. La forma común de nitrógeno en el agua es  $\text{NO}_3$ , que en sí mismo no es tóxico. Sin embargo, las bacterias en el tracto intestinal de los lactantes pueden convertir los nitratos en  $\text{NO}_2$  altamente reactivo, que puede causar el llamado síndrome "bebé azul" y la muerte por asfixia. Existen regulaciones estrictas que gobiernan la cantidad de nitrato que pueden estar presentes en el agua potable.

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes importantes en un sistema acuático. Existen diferencias importantes entre los dos:

**1. Fijación:** El nitrógeno puede ser fijado de la atmósfera en forma de nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ) por algunas bacterias y algas azul-verdosas, mientras que el fósforo no puede. Por lo tanto, el control de fuentes de N es más difícil que controlar fuentes de P.

**2. Consumo de oxígeno:** los procesos de nitrógeno pueden consumir OD a través de la oxidación de amoníaco a nitrato (proceso de nitrificación), mientras que el proceso de fósforo no se puede consumir OD a través de la absorción de la transformación de una forma de fósforo a otro.

**3. Toxicidad:** Una forma de nitrógeno,  $\text{NH}_3$ , puede ser tóxico para los peces y otros organismos acuáticos, el fósforo generalmente no es tóxico en un sistema acuático.

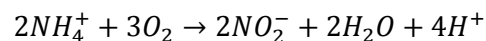
**4. Desnitrificación:** el nitrógeno de nitrito y nitrato se puede convertir en  $\text{N}_2$  y luego eliminado de la masa de agua a la atmósfera, mientras que no haya formas de fósforo. La desnitrificación puede ser un importante mecanismo de reducción de nitrógeno.

**5. Sedimentación:** las formas de nitrógeno no están fuertemente ligados a sedimentos en suspensión y por lo tanto no se establecen con los sedimentos en suspensión en el lecho de sedimentos, mientras que el fósforo puede absorber a los sólidos en suspensión y la concentración de fósforo total puede ser significativamente influenciado por el proceso de adsorción-desorción y sedimentación de partículas.

#### 4.4.5.1. Formas de nitrógeno.

El nitrógeno existe en muchas formas químicas (compuestos o especies), tanto orgánicos como inorgánicos. Se produce en la fase gaseosa, disuelta y particulada. El Nitrógeno orgánico se asocia con carbono, mientras que el nitrógeno inorgánico está asociado a elementos distintos de carbono. Las formas inorgánicas son muy móviles y bio-disponible. Las formas orgánicas requieren mineralización antes de convertirse en disponible para las algas.

En una reacción de oxidación, un elemento pierde uno o más electrones, y aumenta su estado de oxidación. En una reacción de reducción, un elemento gana uno o más electrones y disminuye su estado de oxidación. Las reacciones de óxido-reducción de nitrógeno son mediados por agentes biológicos, químicos y factores físicos. Por ejemplo, la primera etapa de nitrificación es:



(Ecuación 197)

La oxidación se acompaña siempre de reducción y las dos reacciones se producen simultáneamente. Las reacciones en el que la oxidación y la reducción se producen generalmente llamadas reacciones redox.

El nitrógeno es un elemento extremadamente reactivo. Las muchas formas de nitrógeno son el resultado de la capacidad del nitrógeno para ganar y perder electrones a otros elementos. El estado de oxidación positivo como es el átomo pierde electrones y es negativo como los átomos ganan electrones. La capacidad

de nitrógeno para variar su estado de oxidación hace que sea altamente reactivo. Comprender la transformación de nitrógeno entre los diferentes estados es crítica para estudios de los procesos de nitrógeno. El Nitrógeno en su estado más reducido se encuentra en amonio y diversas formas de nitrógeno orgánico. El Amonio es inmediatamente disponible para la absorción del fitoplancton, como es el nitrato, pero un organismo necesita más energía para la absorción de nitrato que amonio. Esta es la razón por la que la mayoría de las algas prefieren usar más amonio en vez de nitrato.

En aguas naturales, las formas principales de nitrógeno incluyen

1. Ion nitrato ( $NO_3^-$ )
2. Ion nitrito ( $NO_2^-$ )
3. Nitrógeno gaseoso disuelto ( $N_2$ ).
4. Gas amoniacal disuelto ( $NH_3$ ) y el ion amonio ( $NH_4^+$ ).
5. Nitrógeno orgánico (ON).

Es relativamente fácil de medir nitrógeno orgánico, amoníaco y nitrato y nitrito, que es una de las razones de que las formas de nitrógeno son categorizados en detalle en un modelo de calidad del agua. El  $NH_3$ , y  $NH_4^+$  disueltos se tratan a menudo juntos como un grupo de modelos de calidad del agua.

El nitrógeno total es la suma de todas las formas de nitrógeno y se puede representar como:

$$TN = NO_2 + NO_3 + NH_3/NH_4 + ON$$

(Ecuación 198)

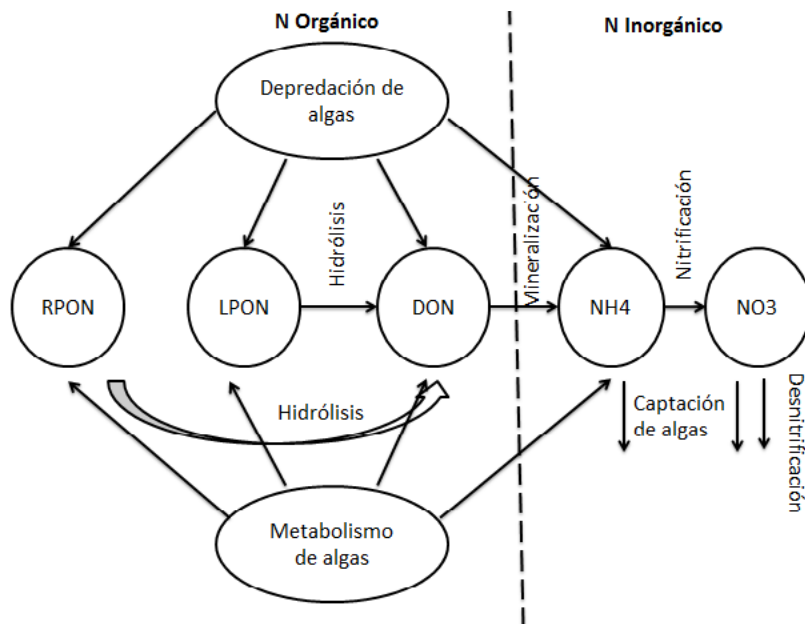
El Nitrógeno orgánico puede existir en proporciones considerables y contribuye sustancialmente al nitrógeno total. El nitrato es la forma común de nitrógeno inorgánico en el agua. El nitrito es generalmente inestable en agua y contribuye poco al nitrógeno total. Los iones de amonio, nitritos y nitratos están fácilmente disponibles para la absorción de algas y tienen un impacto directo en el crecimiento de algas y el proceso de eutrofización.

#### 4.4.5.2. Ecuaciones para las variables de estado de nitrógeno.

Para mayor brevedad, todas las formas de nitrógeno tratados a continuación representan concentraciones como nitrógeno. Por ejemplo, una concentración de amoníaco expresado como 10 mg/L se refiere a una concentración de amoníaco de 10mg/L como nitrógeno.

#### 4.4.5.2.1. Nitrógeno orgánico particulado.

El Nitrógeno orgánico incluye todas las sustancias en las que el nitrógeno está unido a carbono. Esto ocurre tanto en las formas disueltas y en partículas. El Nitrógeno orgánico particulado (PON) incluye pequeños organismos (algas, bacterias, etc), tanto vivos como muertos, y fragmentos de organismos. El Nitrógeno orgánico disuelto es en su mayoría formado por los residuos excretados por organismos o de la hidrólisis de PON. El Nitrógeno orgánico particulado, incluyendo NOIR y LPON, tiene las siguientes fuentes y sumideros (Ilustración 9 y 14): (1) metabolismo de las algas basal, (2) la depredación de algas, (3) hidrólisis para DON, (4) de sedimentación, y (5) las cargas externas.



**Ilustración 14. Nitrógeno orgánico particulado.**

La ecuación de balance de masa correspondiente se puede describir como:

*El cambio de PO =  
metabolismo basal de algas + depredación de algas – Hidrólisis PON –  
sedimentación + fuentes externas*

(Ecuación 199)

Por lo tanto, las ecuaciones cinéticas para RPON y LPON son (Park et al, 1995):

$$\frac{\partial RPON}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FNR_x * BM_x + FNRP * PR_x) ANC_x * B_x - K_{RPON} * RPON + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{RP} * RPON) + \frac{WRPON}{V}$$

(Ecuación 200)

y,

$$\frac{\partial LPON}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FNL_x * BM_x + FNLP * PR_x) ANC_x * B_x - K_{LPON} * LPON + \frac{\partial}{\partial z} (WS_{LP} * LPON) + \frac{WLPON}{V}$$

(Ecuación 201)

Donde  $NOIR$  = concentración de nitrógeno orgánico particulado refractario ( $gN/m^3$ ),  $LPON$  = concentración de nitrógeno orgánico particulado lábil ( $gN/m^3$ ),  $FNR_x$  = fracción de nitrógeno metabolizados por las algas del grupo x como nitrógeno orgánico particulado refractario,  $FNL_x$  = fracción de nitrógeno metabolizados por las algas del grupo x producidos como nitrógeno orgánico particulado lábil,  $FNRP$  = fracción de nitrógeno producido precedió como nitrógeno orgánico particulado refractario,  $FNLP$  = fracción de nitrógeno producido inicialmente como nitrógeno orgánico particulado lábil,  $ANC_x$  = relación nitrógeno/ carbono de algas del grupo x ( $gN/gC$ ),  $K_{RPON}$  = velocidad de hidrólisis de nitrógeno orgánico particulado refractario ( $día^{-1}$ ),  $K_{LPON}$  = tasa de hidrólisis de nitrógeno orgánico particulado lábil ( $día^{-1}$ ),  $WRPON$  = cargas externas de nitrógeno orgánico particulado refractario ( $gN/día$ ), y  $WLPON$  = cargas externas de nitrógeno orgánico particulado lábil ( $gN/día$ ).

#### 4.4.5.2.2. Nitrógeno orgánico disuelto.

Las fuentes de DON incluyen (Ilustración 9 y 14): (1) metabolismo de las algas basal, (2) la depredación de algas, (3) hidrólisis de RPON y LPON, (4) la mineralización de amonio, y (5) cargas externas.

Estas fuentes Son similares a los de DOP. La ecuación cinética que describe estos procesos es

$$\frac{\partial DPON}{\partial t} = \sum_{x=c,d,g} (FND_x * BM_x + FNDP * PR_x) ANC_x * B_x + K_{RPON} * RPON + K_{LPON} * LPON - K_{DON} * DON + \frac{WDON}{V}$$

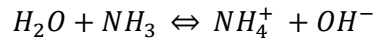
(Ecuación 202)

Donde  $DON$  = concentración de nitrógeno orgánico disuelto ( $gN/m^3$ ),  $FND_x$  = fracción de nitrógeno metabolizados por las algas producidas del grupo x como nitrógeno orgánico disuelto,  $FNDP$  = fracción de nitrógeno producido como

nitrógeno orgánico disuelto,  $K_{DON}$  = tasa de mineralización de orgánico disuelto nitrógeno ( $\text{día}^{-1}$ ), y  $WDON$  = cargas externas de nitrógeno orgánico disuelto ( $\text{gN/día}$ ).

#### 4.4.5.2.2.1. Nitrógeno de amonio.

En aguas naturales, el amoniaco existe en dos formas: no ionizado ( $\text{NH}_3$ ) e ionizado ( $\text{NH}_4^+$ ). La relación de equilibrio entre los dos se define por la reacción reversible siguiente:



(Ecuación 203)

El amoníaco es un gas incoloro con un olor acre fuerte. Es muy soluble en agua y es relativamente tóxico para los organismos acuáticos. El amoníaco es producido a partir de la descomposición de las proteínas para obtener energía, proveniente de las heces, alimentos en descomposición, animales acuáticos muertos y plantas en descomposición. La Mineralización (y descomposición) de la materia orgánica en la liberación y acumulación de amoníaco. El amoníaco en la presencia de bacterias nitrificantes y oxígeno, se oxida a nitrito y nitrato (nitrificación). Bajo condiciones anaeróbicas, la nitrificación del amoníaco a las paradas de nitrato y acumulaciones de amoníaco, a menudo en la parte inferior de los cuerpos de agua estratificados (por ejemplo, lagos profundos).

El Amonio se hace por reacción entre el amoníaco y el agua y es menos tóxico. La cantidad de  $\text{NH}_3$  que se convierte en  $\text{NH}_4^+$  depende de la temperatura y el nivel de pH del agua. Cuanto mayor sea la temperatura (o el pH), el  $\text{NH}_3$  se vuelve menos  $\text{NH}_4^+$ . Por lo tanto, el nivel de amoníaco es tóxico tanto el pH como la temperatura son dependientes. La toxicidad aumenta a medida que la temperatura (o pH) se incrementa.

Las concentraciones de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4^+$  en equilibrio, están determinadas por el pH y la temperatura y se relacionan mediante la ecuación siguiente:

$$K_e = \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]}$$

(Ecuación 204)

Donde  $K_e$  = constante de equilibrio de amoníaco ( $mol / L$ ),  $[NH_3]$  = concentración de  $[NH_3]$  ( $mol / L$ ),  $[NH_4^+]$  = concentración de  $NH_4^+$  ( $mol / L$ ), y  $[H^+]$  = concentración de  $H^+$  ( $mol / L$ ).

#### 4.4.5.2.2. Nitrato.

Los óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) representan compuestos inorgánicos que contienen nitrógeno y oxígeno, incluyendo  $NO_2$ ,  $NO_3$ , y otros. El nitrato  $NO_3$  es altamente soluble y puede ser reducido a nitrito ( $NO_2^-$ ). Los microorganismos transforman el amoníaco a nitrito y luego a nitrato, a través del proceso de nitrificación. Este proceso de oxidación sólo puede ocurrir bajo condiciones aeróbicas. Aunque este proceso tiene dos pasos, el nitrito es inestable y puede oxidarse a nitratos. La cantidad de nitrito presente en aguas naturales es generalmente muy pequeño. La mayor parte del nitrógeno oxidado está en la forma de nitrato y nitrito y se utiliza a menudo para representar tanto el nitrato y el nitrito en modelos de calidad del agua.

Las principales fuentes de nitrato incluyen Ilustración 9 y 14: (1) la absorción de algas, (2) la nitrificación de amonio, (3) la desnitrificación a gas nitrógeno, (4)  $NO_3$  flujo en el lecho en la interfase cama de sedimentos-columna de agua, y (5) fuente externa.

La ecuación cinética  $NO_3$  que describe estos procesos se puede expresar como:

$$\begin{aligned} \text{El cambio de } NO_3 \\ = -\text{consumo de algas} + \text{nitrificación} - \text{desnitrificación} \\ + \text{flujo de } NO_3 \text{ en el fondo} + \text{fuentes externas.} \end{aligned}$$

(Ecuación 205)

Matemáticamente, tiene la forma:

$$\frac{\partial NO_3}{\partial t} = -\sum_{x=c,d,g}(1 - PN_x)P_x * ANC_x * B_x + Nit * NH_4 - ANDC * Denit * DOC + \frac{BFNO_3}{\Delta z} + \frac{WN03}{V}$$

(Ecuación 206)

Donde  $ANDC$  = masa de nitrato reducido por masa de carbono orgánico disuelto oxidada ( $0,933 \text{ gN} / \text{gC}$ ),  $BFNO_3$  = intercambio de flujo agua-sedimento de nitrato ( $\text{gN}/\text{m}^2/\text{day}$ ), aplicado a la capa inferior solamente, y  $WN03$  = cargas externa de nitrato ( $\text{gN}/\text{día}$ ).

#### 4.4.5.2.3. Procesos de nitrógeno

Los procesos que afectan a las concentraciones de nitrógeno incluyen

1. *La captación de las algas:* Las algas consumen  $NH_4$  y  $NO_3$  para el crecimiento a través del proceso de fotosíntesis.
2. *Mineralización e Hidrólisis:* el nitrógeno orgánico particulado se deteriora en DON por hidrólisis, y luego DON se convierte en  $NH_4$  vía mineralización.
3. *Nitrificación:* El amoníaco se oxida a nitrito ( $NO_2^-$ ) y después a nitrato ( $NO_3^-$ ) a través de la nitrificación.
4. *Desnitrificación:* En condiciones anaerobias, el nitrato se reduce a nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ) y luego liberado del sistema de modelación.
5. *Fijación de Nitrógeno:* Algunas algas azul-verdosas directamente puede fijar  $N_2$  de la atmósfera. Este proceso es una importante fuente externa a un cuerpo de agua y puede afectar la dinámica de nitrógeno significativamente. Sin embargo,  $NH_4$  y  $NO_3$  son formas preferidas de nitrógeno para el consumo de algas.

#### 4.4.6. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto OD es una de las variables más importantes de calidad del agua en los sistemas acuáticos. El oxígeno disuelto es un requisito básico para un ecosistema acuático sano e indica la capacidad del cuerpo de agua para apoyar un ecosistema equilibrado. Los peces e insectos acuáticos necesitan el OD para sobrevivir. Cuando los niveles son bajos, la vida acuática puede ser disminuida y la mortalidad grande se pueda dar. La concentración de oxígeno disuelto es probablemente la única variable de estado que proporciona la máxima información sobre las condiciones de calidad del agua en las aguas naturales. Por esta razón, las normas de calidad del agua se establecen para hacer para cumplir con los usos designados para la mayoría de los cuerpos de agua.

Las condiciones de DO en los sistemas acuáticos se clasifican a menudo como aerobio, hipoxia, o anaeróbico:

1. Una condición "aeróbica" (u óxico) se caracteriza por la presencia de OD. "Aeróbica" también se utiliza para describir procesos biológicos o químicos que ocurren en presencia de oxígeno.



2. "Hipoxia" es una condición ambiental en el que la concentración de OD es suficientemente bajo como para tener efectos biológicos. La EPA define agua hipóxica como agua con concentraciones de oxígeno de 2mg/L o menos (USEPA, 2000b).
3. "Anaeróbico" (o anóxicos) se caracteriza por tener cero niveles de oxígeno. Literalmente, significa "sin oxígeno anaeróbicas". En la práctica, a menudo se utiliza como sinónimo de anoxia en estudios de calidad del agua, lo que representa las condiciones ambientales que contienen muy poco oxígeno o nada. Anaeróbico también se utiliza para describir procesos biológicos o químicos que ocurren en la ausencia de oxígeno.

Las concentraciones de oxígeno disuelto fluctúan en condiciones naturales, pero se puede reducir severamente como resultado de las actividades humanas, tales como la introducción de grandes cantidades de oxígeno, demanda de residuos o la eutrofización. Los residuos se oxidan en el cuerpo de agua receptor y reducen la cantidad de OD disponible. Cuanto más grande es la cantidad de nutrientes (por ejemplo, fósforo o nitrógeno) que se descargan en un cuerpo de agua, las plantas y las algas comienzan a crecer más rápido de lo normal. Mientras esto sucede, hay también un exceso de mortandad de las plantas y las algas. Estas materias orgánicas se descomponen más tarde en agua y se añaden a la al agotamiento de oxígeno. Como resultado, la eutrofización a menudo causa la producción excesiva de oxígeno en las aguas superficiales (incluso súper saturado el OD en algunos casos) y aguas profundas hipoxia o incluso anoxia.

Cuando las aguas del fondo son anóxica, la desnitrificación puede servir como el principal mecanismo para la eliminación de nitratos del fondo de las aguas estratificadas. Una condición anaerobia también cambia la solubilidad del metal. Tras la desnitrificación de nitrato, especies de manganeso en el lecho de sedimentos se reducen de formas insolubles en formas solubles, que se difunden en la columna de agua. Bajo condiciones anaeróbicas, los fosfatos adsorbidos a las partículas de sedimento pueden ser liberados de las partículas muy rápidamente y se libera de nuevo en la columna de agua. Por lo tanto, los sedimentos pueden servir como una fuente de fósforo importante durante los periodos anaeróbicos.

Las concentraciones bajas de OD están a favor de las bacterias anaeróbicas que producen gases nocivos y olores fétidos. Como se caen los niveles de OD, los olores y sabores desagradables, y colores perjudican los usos de un cuerpo de agua. La fermentación es un proceso por el cual, bajo condiciones anaerobias, se descompone la materia orgánica y se convierte en otra materia orgánica y dióxido de carbono para generar energía por los microorganismos. Bajo nivel o nulo OD

conduce a condiciones anaerobias y hace la fermentación, el mecanismo de producción de energía importante. El proceso de fermentación, más prevalente en el lecho de sedimentos, se liberan gases, tales como  $CH_4$  y sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), a la columna de agua. El Carbono se convierte en metano en lugar de dióxido de carbono, y el azufre se convierte en sulfuro de hidrógeno. No sólo estos gases de deterioran el sabor del agua, también pueden ser tóxicos y tener graves consecuencias para el ecosistema.

Los peces y otros organismos acuáticos pueden sobrevivir períodos cortos de bajo OD, pero los períodos prolongados de depresión de oxígeno pueden alterar el ecosistema. Al igual que bajan los niveles, la vida acuática se encuentra amenazada y, en el caso extremo, perece.

El oxígeno disuelto pueden presentar fuertes variaciones diurnas, causada principalmente por la variación diurna de la luz del sol, y más directamente, causada por los siguientes dos mecanismos de competencia:

1. La fotosíntesis y la respiración de las algas y plantas acuáticas.
2. Variación diurna de la temperatura del agua.

La fotosíntesis es el proceso por lo general dominante en la determinación de las variaciones diurnas de OD, especialmente en aguas eutróficas. El efecto de la temperatura del agua es a menudo secundaria. Los dos mecanismos tienen fases opuestas de variación. En la luz del día, la fotosíntesis utiliza dióxido de carbono y las liberaciones de OD, resultando en un aumento de la concentración de DO. Esto explica por qué las concentraciones de OD usualmente alcanzan su máximo diario en la tarde y antes del anochecer.

#### **4.4.6.1. Demanda bioquímica de oxígeno**

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es una medida de la cantidad total de oxígeno que necesitan los microorganismos para eliminar del agua biológica o químicamente en un tiempo determinado y a una temperatura específica la materia orgánica. Se indica la concentración total de OD que se requiere durante la degradación de la materia orgánica y la oxidación de algunas materias inorgánicas. Los microorganismos necesitan oxígeno para descomponer la materia orgánica. El agotamiento del oxígeno también puede resultar de reacciones químicas exigentes en oxígeno, tales como el proceso de nitrificación. En resumen, la DBO es un indicador en lugar de una verdadera sustancia física o química.

Dado que las aguas residuales son generalmente altas en DBO y la concentración de oxígeno es un indicador primario de los sistemas acuáticos, la DBO es ampliamente utilizada para medir la contaminación y la calidad del agua y ha sido

tradicionalmente el parámetro más importante para las contaminaciones orgánicas.

La demanda bioquímica de oxígeno se determina a partir de una prueba estandarizada que no ha cambiado mucho a través de los años. Para llevar a cabo una prueba de DBO, una muestra de ensayo se coloca en una botella y luego la botella se llena con agua de dilución. La concentración de OD inicial se mide. La botella debe estar protegida de fuentes de luz para mantener las algas de la adición de oxígeno por fotosíntesis, y la botella debe ser sellada para mantener el aire de reposición de OD que se ha eliminado por biodegradación. La muestra se incuba a 20 °C durante un período específico, normalmente 5 días. Al final del período, la concentración de oxígeno se mide de nuevo. La DBO se calcula entonces a partir de la ecuación:

$$BOD = (DO_i - DO_f) \frac{V_b}{V_s}$$

(Ecuación 207)

Donde,  $DO_i$  = concentración inicial de OD,  $DO_f$  = concentración final de OD,  $V_b$  = volumen de la botella, y  $V_s$  = volumen de muestra añadido a la botella.

En las pruebas de DBO, los valores de DBO se calculan utilizando la ecuación. 207. La DBO remanente generalmente se refiere a la prueba de DBO estándar 5-día. La DBO de 5 días, o DBO5, es la cantidad total de oxígeno consumido durante los primeros 5 días de la prueba.

El proceso de oxidación se lleva a cabo normalmente en dos etapas: carbonoso y nitrogenada (nitrificación). La demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (CBOD) consiste en la descomposición de compuestos orgánicos de carbono. La demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada (NBOD) implica la oxidación de amoníaco a nitrato (nitrificación). Hay un desfase entre la oxidación carbonosa y la nitrificación, y los dos procesos tienden a ocurrir a diferentes tasas de descomposición. En el principio de la utilización de DBO, las bacterias son responsables de la descomposición de la materia orgánica (CBOD). La oxidación de amoníaco (NBOD) sólo llega a ser significativo después de días > 7 o 8. Esta es una razón para la limitación de una prueba de DBO a 5 días. En las aguas naturales, sin embargo, los dos procesos pueden ocurrir simultáneamente. Las pruebas de DBO se pueden realizar también con un inhibidor de la nitrificación, de modo que el ensayo mide sólo la oxidación de material carbonáceo y los resultados se consideran CBOD.

La cantidad de oxígeno extraído de las aguas varía con la concentración de materia orgánica y de otros muchos factores, tales como la concentración de bacterias, la temperatura del agua, la naturaleza de la materia orgánica, y el tipo

de bacterias. Por simplicidad y en la práctica, a menudo se supone que la tasa de descomposición de la materia orgánica es proporcional a la cantidad de materia orgánica y puede ser descrito como una reacción de primer orden:

$$\frac{dL}{dt} = -k * L$$

(Ecuación 208)

Donde  $L$  = la concentración de materia orgánica expresada como  $O_2$  ( $mg O_2/L$ ),  $k$  = velocidad de reacción de DBO ( $tiempo^{-1}$ ), y  $t$  = tiempo (días).

La ecuación 208 indica que la velocidad a la que se consume el oxígeno,  $\frac{dL}{dt}$ , es proporcional a la concentración de material orgánico degradable biológicamente y sustancias químicamente oxidables. La integración de esta expresión resulta:

$$L = DBO_u * e^{-kt}$$

(Ecuación 209)

Donde la  $DBO_u$ , es la demanda bioquímica de oxígeno última, una medida del total (final) de la cantidad de oxígeno separado del agua por microorganismos aerobios. En la ecuación 209,  $L$  representa también la cantidad de DBO que queda en el agua después del tiempo  $t$  y  $DBO_u$  representa la cantidad de BOD en el agua en  $t = 0$ .

La cantidad de DBO en el tiempo  $t$ ,  $DBO_t$  es igual a la diferencia entre la demanda de oxígeno bioquímico última ( $DBO_u$ ) y la DBO remanente en el tiempo  $t(L)$ . Esto es:

$$BOD_t = BOD_u - L = DBO_u(1 - e^{-kt})$$

(Ecuación 210)

La reacción de DBO se ve muy afectada por la temperatura. Cuando la temperatura aumenta, también lo hace la velocidad de biodegradación. La ecuación de ajuste de la temperatura es similar a las ecuaciones de temperatura en otras bacterias, tales como la ecuación:

$$k = k_{20} * \theta^{(T-20)}$$

(Ecuación 211)

Donde  $k_{20}$  = velocidad de reacción de la DBO 20°C y  $\theta$  = una constante, típicamente se supone que es 1,047.

#### 4.4.6.2. Demanda química de oxígeno

Hay una variedad de definiciones de DQO. Generalmente, la DQO representa la reducción de OD causada por reacciones químicas. La demanda química de oxígeno es ampliamente utilizado para representar el nivel total de contaminación orgánica en las aguas residuales. Cuanto mayor sea el valor de la DQO, más oxígeno demanda el cuerpo de agua receptor de la descarga de aguas residuales. Sin embargo, en algunos modelos de calidad del agua (por ejemplo, Cerco y Cole, 1994; Park et al, 1995), la DQO se usa para representar la demanda de oxígeno de las sustancias reducidas, tales como sulfuro en solución salina o agua de metano en agua dulce. Tanto el sulfuro y el metano son cuantificados en unidades de demanda de oxígeno y se trata con la formulación cinética misma. La fuente de la DQO es el proceso de diagénesis de sedimentos en el lecho de sedimentos. La ecuación cinética es

$$\frac{\partial DQO}{\partial t} = -\frac{OD}{KH_{DQO}+OD} KDQO * DQO + \frac{BFDQO}{\Delta z} + \frac{WDQO}{V}$$

(Ecuación 212)

Donde  $DQO$  = concentración  $DQO$  ( $g O_2$ -equivalente/ $m^3$ );  $KH_{DQO}$  = constante media de saturación de  $OD$  requerido para la oxidación de  $DQO$  ( $g O_2/m^3$ );  $KDQO$  = tasa de oxidación de  $DQO$  ( $día^{-1}$ );  $BFDQO$  = flujo de sedimentos de  $DQO$  ( $g O_2$ -equivalente/ $m^2$ ); aplicado a la capa inferior y  $WDQO$  = cargas externas de  $DQO$  ( $g O_2$ -equivalente/ $día$ ).

Las cargas externas,  $WDQO$ , generalmente son 0. Una función exponencial se utiliza para describir el efecto de la temperatura sobre la velocidad de oxidación de  $DQO$ :

$$KDQO = K_{DQ} * e^{KT_{DQO}(T - TR_{DQO})}$$

(Ecuación 213)

Donde  $K_{DQ}$  = tasa de oxidación de  $DQO$  en  $TR_{DQO}$  ( $día^{-1}$ ),  $KT_{DQO}$  = efecto de la temperatura en la oxidación de  $DQO$  ( $^{\circ}C$ ),  $TR_{DQO}$  = temperatura de referencia para la oxidación de  $DQO$  ( $^{\circ}C$ ).

## **4.5. ESTADO ACTUAL BAHÍA DE CARTAGENA**

### **4.5.1. Generalidades del área de influencia del proyecto.**

Los cuerpos de agua de la ciudad han sufrido transformaciones. La bahía de Cartagena paso de ser un ecosistema de arrecifes coralinos con alta productividad a un ecosistema estuarino donde dominan condiciones de agua de mezcla (Rendon et al., 2003), gracias a los aportes de agua dulce del canal del dique.

### **4.5.2. Vertiente de la Bahía de Cartagena.**

La red hidrográfica de la vertiente de la Ciénaga de la Virgen está conformada por las siguientes corrientes: Calle Canal Crespito, Calle Canal Canapote, Calle Canal Calle 50 del barrio Torices, Calle 44 del barrio Torices, Canal Calle 42 del barrio Torices, y Calle 37 del barrio Torices. Cuenca de Mamonal, Bazurto y Cuenca de Pasacaballos. Parte Norte de la Isla de Barú y Sector nororiental de la Isla de Tierrabomba.

También a esta vertiente pertenece el brazo principal del Canal del Dique que desemboca en la Bahía por Pasacaballos, después de un recorrido de unos 117Km y que aporta un caudal medio de  $138\text{m}^3/\text{s}$  (Universidad de Cartagena, IHSA, 2003).

### **4.5.3. Características de la Bahía de Cartagena**

#### **4.5.3.1. Descripción general.**

La bahía se ubica en el noroccidente colombiano entre los  $10^{\circ} 16'$  a  $10^{\circ} 26'$  N y las longitudes  $75^{\circ} 30'$  y  $75^{\circ} 35'$  O. se encuentra bajo la influencia de las aguas fluviales provenientes del río Magdalena a través del canal del dique y las aguas del mar Caribe.

Tiene una superficie de  $82\text{ km}^2$  y una profundidad media de 16 m y los máximos registros son de 30 m (CIOH y RUEDA BAYONA, 2010). En el sector sur se encuentra el estrecho de Bocachica (canal de navegación), con una profundidad de 30 metros y una longitud entre sus costados de 500 m; por otro lado está el canal Varadero, el cual posee una profundidad de 30 m y un ancho de 500 m. (RUEDA- BAYONA, J.G & SANCHEZ- VARGAS, C.A. 2009)

También se encuentra la obra escollera, en donde se almacena material grueso proveniente de la deriva litoral de las playas de Bocagrande, por otra parte el delta

del canal ha avanzado tres y medio kilómetros dentro de la bahía y ya empezó a comprometer la profundidad del canal de navegación. Este canal transporta cerca de 10 millones de metros cúbicos de sedimento al año, de los cuales 35% llegan a la bahía de Cartagena. (CARDIQUE, 2006).

Profundidad de los estrechos entre la bahía y el mar varía de 0,5 a 3 m, con exclusión de la navegación de canal, situado en el sur del Estrecho, que está a 100 m de ancho y 30 m de profundidad. Debido a la profundidad de la bahía alcanza los 26 m, la renovación de hidrodinámica de la capa inferior por el agua de marina es difícil. La advección horizontal de relativamente las aguas puras del mar, favorable para la renovación del agua, es causada por acción de las mareas en el límite marino, pero las corrientes de marea son débiles debido a la escasa amplitud de las mareas (20-40 cm). El agua de mar tiene una densidad mayor (debido a la alta salinidad) que transforma el agua fresca de la bahía, después de entrar por los estrechos shal-bajo, el agua salada es, por tanto, pasa a la parte más profunda de la bahía, la actualización de la la capa inferior.

El régimen de vientos se caracteriza por fuertes (todos los días la velocidad promedio de 8 ms<sup>-1</sup>) al norte-este, los vientos alisios durante la estación seca y débil (hasta 3 ms<sup>-1</sup>) los vientos de la temporada de lluvias.

#### **4.5.3.2. Corrientes de la bahía de Cartagena.**

Dentro de la Bahía se generan corrientes de derivación, tanto con marea entrante como con marea saliente inferiores a 12m/s (UNIVERSIDAD DE CARTAGENA, 2005). En la época de lluvia el Canal del Dique imprime gran influencia sobre el régimen de corrientes superficiales, mientras que en la época de vientos Alisios (época seca) las aguas del Dique se orillan sobre la parte sur de la Bahía generando una corriente en el fondo de Sur a Norte (CIOH, 2008).

#### **4.5.3.3. Mareas.**

Durante las diferentes épocas del año, el régimen determinado por las mareas se mantiene, aunque el efecto generado por los vientos Alisios en la época seca produce un régimen predominantemente de norte a sur, permitiendo flujos del mar hacia la Bahía por Bocagrande y de la Bahía hacia el mar por Bocachica (INVEMAR, 2009). Para la Bahía de Cartagena el rango de marea astronómica promedio es de 0,375 metros y el nivel medio de bajamar es de 0,521 metros. Durante las tormentas o la presencia de frentes fríos en el Caribe el nivel medio del mar puede aumentar por encima del nivel promedio de marea (CIOH, 2008).

#### 4.5.4. Vertimiento de aguas residuales y de disposición inadecuada de residuos sólidos.

La Bahía de Cartagena recibe aproximadamente el 90% de los desechos industriales y domésticos que se generan a lo largo de toda la línea costera de Cartagena. Las principales fuentes de contaminación en la Bahía de Cartagena son los sedimentos y contaminantes transportados por el Canal del Dique, los vertimientos de aguas servidas del alcantarillado del Distrito (materia orgánica, coliformes), los vertimientos industriales de la zona de Mamonal y El Bosque, y la actividad marítima y portuaria (residuos oleosos e hidrocarburos).

De igual forma la Bahía de Cartagena recibe las descargas de los siguientes cuencas pluviales de la ciudad: Transversal 44-A Barrio el Bosque, Transversal 48 Barrio el Bosque, Transversal 52 Barrio el Bosque, Diagonal 22 Barrio el Bosque, Diagonal 23 Barrio el Bosque, Canales de Santa clara, Canales de Bellavista, SENA (Centro Náutico y Pesquero), Arros barato, Canales de Puerto Mamonal, Canales de Alcali, Canales de la Planta de Abosto MOVIL, Canal DEXTON, Canal DOW QUIMICA, Canal Esso y Canal Conastil. (PMDPC, 2009)

**Tabla 2. Coordenadas de los vertimientos industriales.**

Vertimiento	Norte	Oeste
Abocol	10°18'5.15"	75°30'10.99
Agafano	10 23°11'.55"	75°31'11.30"
Americas styrenics	10 2311.55	75 307.73
Biofilm	10 2123.83	75 307.73
Brinsa	10 1818.84	75 3014.41
C.I ANTILLANA	10 227.22	75 3022.35
C.I OCEANOS	10 217.46	75 304. 00
Chevron- Texaco	10 1818.84	75 3013.41
CUERTIEMBRE_MATEUCCI	10 2230.83	75 307.37
DOW QUIMICA	10 18'82"	75 30'7.37



ECOPETROL REFINERIA	10 1852.27	75 3022.14
Emgesa	10 2120. 12	75 3042.20
Propilco	10 1921.22	75 3034.10
Zona franca B y S	10 1747.06	75 3101.84
Malteria	10 1921.22	75 3107.73
Seatech internat	10 2033.39	75 3014.78
Mexichem	10 1944.04	75 3035.86
Divco-trululú	10 1952.25	75 3035.57

Fuente: CARDIQUE, 2011

El efecto de los vertimientos sobre la bahía también viene dado por el Emisario ACUACAR.

**Tabla 3. Características hipotéticas Emisario ACUACAR ubicado al interior de la bahía de Cartagena**

<b>Posición</b>	10 2257.86 N 75 3148.22 O
<b>CAUDAL m3/s</b>	1
<b>Salinidad</b>	0.5
<b>Temperatura C°</b>	29
<b>SST (mg/l)</b>	50
<b>Oxigeno (mg/l)</b>	0.1
<b>Profundidad (m)</b>	6.7

Fuente: CARDIQUE, 2011

**Tabla 4. Cargas aportadas por las diversas fuentes de contaminación a la Bahía de Cartagena.**

Parámetros	Cargas 1996 – 1997				Total
	Aguas domésticas	Vertimientos Industriales	Canal del Dique	Lixiviado basureros	
<b>Caudal (m<sup>3</sup>/día)</b>	60.525	1'364.111	8'640.000	833	10'064,636
<b>DBO<sub>5</sub> (t/día)</b>	16,20	6,04	9,50	0,260	31,74
<b>Nitrógeno (t/día)</b>	0,73	3,73	2,50	0,073	6,96
<b>Fósforo (t/día)</b>	0,44	0,17	0,40	0,001	1,01
<b>S. suspendidos (t/día)</b>	11,10	39,30	2.597,00	0,004	3.007,00
<b>Aceites y grasas (t/día)</b>		0,83			0,83

Fuente: CIOH-UNOPS (1997); ACUACAR (1999)

La disposición inadecuada de residuos sólidos en la línea de costa de la Bahía de Cartagena es muy aislada y se identifica principalmente en las zonas de muelles y marinas, donde los usuarios de las embarcaciones arrojan inescrupulosamente residuos sólidos. También se identifica disposición inadecuada de residuos sólidos en los perímetros de costa de los asentamientos humanos localizados en la isla de Tierra Bomba (CIOH-UNOPS, 1997),



**Ilustración 15. Disposición inadecuada de residuos sólidos en la bahía de Cartagena.**

Fuente: Modificado por Universidad de Cartagena. Google Earth, 2010<sup>4</sup>

La Bahía de Cartagena ofrece un excelente abrigo a las embarcaciones, lo que la convierte en uno de los puertos más importantes del Caribe Colombiano. Tiene cerca de 60 muelles dedicados a diversas actividades donde arriban cerca de 500 buques de todo tipo por mes (GEO - Cartagena, 2009), esta gran cantidad de embarcaciones que fluyen por la Bahía de Cartagena aportan una carga de contaminantes que no ha sido cuantificada aun.

4

[http://190.27.248.50/portal/images/stories/modulodescargas/3.documento%20base%20para%20expediente%20urbano\\_revisado.pdf](http://190.27.248.50/portal/images/stories/modulodescargas/3.documento%20base%20para%20expediente%20urbano_revisado.pdf)

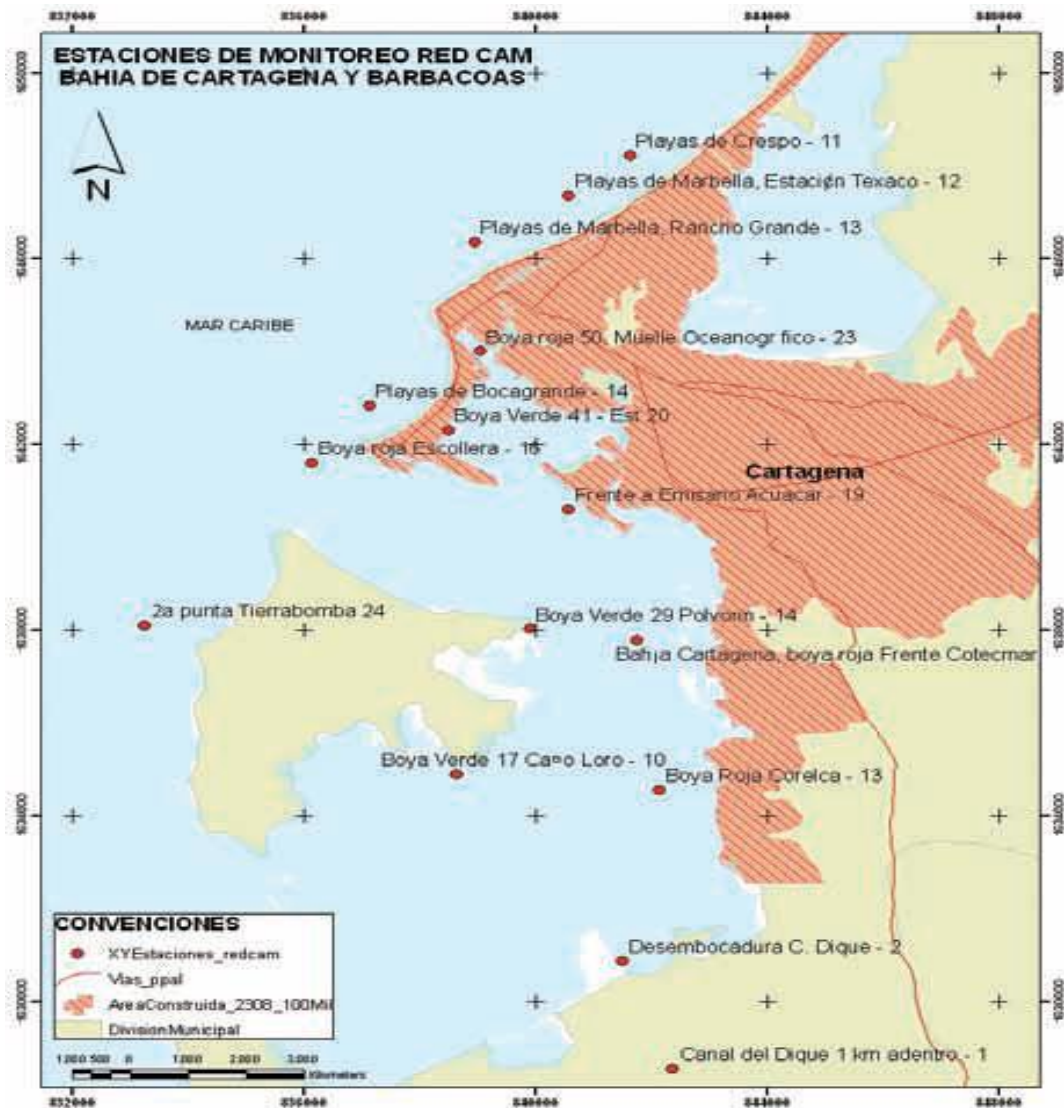
#### **4.5.5 Calidad de aguas.**

Diferentes esfuerzos se han realizado para afrontar el problema de contaminación de las aguas de la bahía de Cartagena (Uniandes. 1977, Parga, et al. 2002, Tuchkovenko & Lonin. 2003, Restrepo & Zapata. 2006, Dimar - CIOH 2009, Tuchkovenko & Rondon. 2002).

Estudios realizados en el 2007 demuestran tal contaminación. La estación de monitoreo REDCAM en la Ilustración 16, muestra que la estación frente al emisario Acuacar, incrementó significativamente los valores de CTT y CFS con respecto a su registro histórico, alcanzando niveles de 11.000 y 4.100 NMP/100 ml, respectivamente. Comparado este valor con el parámetro del Decreto 1594 del 1984, estas aguas no son aptas para recreación. La estación en la desembocadura del Canal del Dique, recolectora de aguas residuales y domésticas del río Magdalena, presentó la menor concentración de coliformes en el periodo 2001-2007. El sistema de la Bahía de Cartagena presenta problemas de anoxia en aguas subsuperficiales, empobrecimiento faunístico por debajo de los 10 m de profundidad, altos niveles de contaminación fecal por hidrocarburos y acumulaciones de mercurio en sedimentos (Garzón – Ferreira, 1998. En: Invemar 2000) (Cardique PAT 2007).

La contaminación por hidrocarburos en la bahía presenta que históricamente la mayoría de los valores sobrepasan el valor máximo permisible de 10 µg/L (Invemar 2007). En los muestreos realizados por REDCAM, se evidencia que los mayores valores de hidrocarburos se encuentran en el Distrito de Cartagena y el Canal del Dique, lo que permite clasificar esta zona como de medio y alto riesgo de contaminación por Hidrocarburos Disueltos y Dispersos –HDD mostrado en la tabla 1. La frecuencia con la cual se presentan valores de HDD por encima de 1,0 µg/L es del 72% lo cual es muestra de la constante entrada de residuos oleosos al mar con el riesgo que esto implica para el medio marino.

De otro lado, vale señalar que la bahía ha registrado contaminación por metales pesados provenientes de la antigua fábrica de Cloro-Soda (Álcalis de Colombia). En 1970 se produjeron importantes vertimientos de mercurio (Hg.), con niveles de 7.67 mg/kg en sedimento, valor 8 veces por encima del extremo superior de los niveles de aceptación internacional (Los niveles de aceptación internacional fluctúa entre 0.13 y 0.93 mg/kg).



**Ilustración 16. Estaciones de monitoreo RED CAM bahía de Cartagena y Barbacoas.**

Fuente: Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y en el Pacífico Colombiano 2007. Red de Vigilancia para La Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia. Inveimar-Redcam. Santa Marta, 2008. Edición Sistema de Información Geográfica Cardique 2009.<sup>5</sup>

<sup>5</sup> Red de Vigilancia para La Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia. Inveimar-Redcam. Santa Marta, 2008. Edición Sistema de Información Geográfica Cardique 2009.

**Tabla 5. Resumen estadístico de hidrocarburos aromáticos y organoclorados en la bahía de Cartagena.**

Parámetro	HDD	OCT	HDD	OCT
<b>Máx</b>	49,41	0,03	0,25	0,03
<b>Mín</b>	0,01	0,03	0,01	0,03
<b>Prom</b>	6,8	0,03	0,18	0,03
<b>Mediana</b>				
<b>STDDV</b>	11,67	0,00	0,11	0,00
<b>Núm</b>	38	8	2	2

Fuente: INVEMAR. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el caribe y en el pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y la protección de las aguas marinas y costeras de Colombia.

En el trabajo de investigación sobre el régimen de oxígeno disuelto realizado por Tuchkovenko & Lonin, (2003), los autores reportan para 29 fuentes puntuales industriales, un caudal líquido total de 1364112.0 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> y las siguientes cargas 6042.2 kgDBO<sub>5</sub>d<sup>-1</sup>, 1820.9 kgNH<sub>4</sub>d<sup>-1</sup>, 0.41 kgNO<sub>2</sub>d<sup>-1</sup>, 21.65 kgNO<sub>3</sub>d<sup>-1</sup>, 1909.0 KgNorgd<sup>-1</sup>, 38.45 kg PO<sub>4</sub>d<sup>-1</sup> y 135.33 Kg Ptotd<sup>-1</sup>. Con respecto a aguas residuales domésticas, se identificaron 18 cargas puntuales cuyos caudales varían entre 20m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> y 25000m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, y presentan un total de 60525.0 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, de los caudales 15000m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> corresponde a aportes por canales abiertos. Las cargas contaminantes para este caso son 16207.0 kgDBO<sub>5</sub>d<sup>-1</sup>, 724.1 KgNH<sub>4</sub>, 1.70KgNO<sub>2</sub>, 439.4 kgPO<sub>4</sub> (Pareja, F. 2011).

El análisis de calidad fisicoquímica y microbiológica de la Bahía de Cartagena que se realizó desde el año 2001 hasta el año 2010 desarrollado en base a los monitoreos de los parámetros DBO<sub>5</sub>, CFS y SST por ser estos parámetros los que reflejan en forma general el grado de contaminación de un cuerpo de agua con las características que presenta la Bahía de Cartagena (Universidad de Cartagena, REDCAM, ACUACAR, 2010). En ellos se muestra lo siguiente.

Para la concentración de DBO<sub>5</sub> en la Bahía de Cartagena: Las concentraciones de DBO<sub>5</sub> en la Bahía de Cartagena pueden considerarse estables y aceptables en el tiempo y el espacio, ya que los valores de concentraciones normalmente oscilan

en un rango de 1.2 a 3.73mg/l, los cuales califican a un cuerpo de agua como no contaminado por causa de material orgánico. Se notó que en el año 2010 las concentraciones de DBO5 en las estaciones monitoreadas tienen valores que clasifican en rangos aceptables y por tanto se puede concluir en forma general que el grado de contaminación por carga orgánica de la Bahía de Cartagena es cercano al estado de no contaminado.

Concentración de SST en la Bahía de Cartagena: Las concentraciones de sólidos suspendidos totales de la Bahía de Cartagena se mantienen muy estables en el tiempo y el espacio ya que desde el 2001 hasta el 2010, los valores de este parámetro oscilaron aproximadamente entre 10 y 40mg/l, sin embargo se han presentaron valores picos que están muy por encima de este rango, esto se debió a al punto de medición está ubicado exactamente en frente de la desembocadura del Canal del Dique, cuerpo de agua que imprime, a la Bahía de Cartagena, gran parte de los sedimentos que se depositan en Rio Magdalena por la deforestación de sus cuencas.

En términos generales, los valores de sólidos suspendidos totales presentados en la Bahía de Cartagena reflejan el impacto ambiental que el Canal del Dique causa sobre este cuerpo de agua por la intrusión constante de sedimentos, y que a su vez mantienen estables las concentraciones de este parámetro.

El “modelo matemático del régimen de oxígeno en la bahía de Cartagena”, desarrollado por Yuri S. Tuchkovenko y Serguei A. Lonin en el 2003, está compuesto de bloques hidrodinámicos y biogeoquímicos. El bloque hidrodinámico del modelo está basado en la ecuación tridimensional de la dinámica de estuarios y costas y el bloque biogeoquímico, incluye las ecuaciones de equilibrio para para los siguientes componentes del ecosistema: fitoplancton, bacterias, detritus, materia orgánica disuelta, fosfato, amonio, nitritos, nitratos, y oxígeno disuelto. Con este estudio se describe el modelo de la eutrofización, aplicado al problema de eutrofización en la Bahía con el fin de evaluar alternativas para mejorar la calidad del agua.

## **Modelo matemático.**

### **1. Bloque hidrodinámico.**

La base teórica del modelo hidrodinámico es el modelo en tres dimensiones de la evaluación de circulación estuarina y costera (La Meca, Hess, 1985), modificada por la Lonin (1997) para el modelo CODEGO (Codego es el antiguo nombre indígena de la Bahía de Cartagena). Las ecuaciones básicas son las siguientes:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial u^2}{\partial x} + \frac{\partial uv}{\partial y} + \frac{\partial uw}{\partial z} \\ = -\alpha_0 \frac{\partial P}{\partial x} + fv + \frac{\partial}{\partial x} \left( 2A_h \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( A_h \left[ \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y} \right] \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( A_v \frac{\partial u}{\partial z} \right) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial uv}{\partial x} + \frac{\partial v^2}{\partial y} + \frac{\partial vw}{\partial z} \\ = -\alpha_0 \frac{\partial P}{\partial y} - fu + \frac{\partial}{\partial y} \left( 2A_h \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( A_h \left[ \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y} \right] \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( A_v \frac{\partial v}{\partial z} \right) \end{aligned}$$

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

$$\rho = \rho_0 [1 + F_p(S, T)],$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial uS}{\partial x} + \frac{\partial vS}{\partial y} + \frac{\partial wS}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_h \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_v \frac{\partial S}{\partial z} \right)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + \frac{\partial uT}{\partial x} + \frac{\partial vT}{\partial y} + \frac{\partial wT}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_h \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_h \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_v \frac{\partial T}{\partial z} \right) + R$$

Donde  $u, v$  y  $w$ , componentes de la velocidad de  $x, y$  y  $z$  (vertical), respectivamente,  $t =$  tiempo,  $f =$  parámetro de Coriolis,  $P =$  presión,  $g =$  gravedad,  $\rho$ , la densidad del agua,  $\alpha_0 =$  volumen específico,  $A_h$  y  $A_v =$  viscosidad de remolino en las direcciones horizontal y vertical, respectivamente; y  $D_h, D_v$ , difusión turbulenta en estas direcciones,  $T$ , la temperatura,  $S$ , la salinidad y  $R =$  fuentes internas de calor.

## 2. Bloque biogeoquímico.

Incluye las siguientes variables de los ecosistemas:  $B_f$ , fitoplancton,  $B_b$ , bacterioplancton,  $B_{org}^{DET}$ , detritus,  $B_{org}^{DIS} = B_{org}^{ant} + B_{org}^{nat}$ , materia orgánica disuelta,  $C_{PO_4}$ , fosfato,  $C_{NH_4}$ , amoníaco,  $C_{NO_2}$ , nitrito,  $C_{NO_3}$ , nitrato,  $C_{O_2}$ , oxígeno disuelto.

La estructura matemática del bloque biogeoquímico se basa en una descripción tradicional (Ambrose et al, 1993;. Sarmiento et al, 1993;. Cerco y Cole, 1995; Lonin y Tuchkovenko, 2001) para la dinámica del fitoplancton y la utilización de



nutrientes durante la fotosíntesis y un marco no tradicional para la descripción de la dinámica de las bacterias y la parametrización de su papel en el proceso de oxidación bioquímica de materia orgánica y regeneración de nutrientes.

### 3. Datos.

Los datos de monitoreo ecológico en la Bahía de Cartagena, que fueron medidos desde 1996 por el Centro de investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH, 1997), se utilizaron para este modelo. El monitoreo incluye desde dos hasta cinco mediciones de temporada en 23 sitios en la bahía. Los parámetros medidos fueron la temperatura y la salinidad, transparencia, nutrientes y contenido de oxígeno, DBO y la clorofila "a". Algunas muestras se obtuvieron de la biomasa de fitoplancton, la producción primaria de bacterioplancton, y la demanda de oxígeno en el fondo.

En este modelo se tuvo en cuenta, los vientos, las tasas de flujo del canal del Dique, la transparencia del agua y parámetros meteorológicos. Los niveles de las mareas en los límites marítimos fueron calculados por el análisis armónico. Para seleccionar los parámetros de red, los requisitos que se tuvieron en cuenta fueron: (a) la necesidad de incluir la parte adyacente del mar para calcular el intercambio de agua entre el mar y la bahía, (b) la necesidad de describir el distribución espacial de los elementos de medida, (c) la estabilidad de esquema numérico, (d) la duración óptima de los cálculos.

### 4. Resultados del modelo.

El modelo se utilizó para un estudio de mejora del régimen de oxígeno en la bahía de Cartagena. La absorción de oxígeno en los sedimentos del fondo fue corregida, teniendo en cuenta los cambios de flujo orgánico, obtenidos por el modelo como resultado de la deposición gravitacional de fitoplancton y detritus con las respectivas velocidades.

De acuerdo con el plan de desarrollo de Cartagena, que se supone que para 2025 todos los vertidos urbanos se transmite a través de un sistema de canalización central en el mar abierto. También está previsto para reducir la descarga de nutrientes de las fuentes industriales en un 80% del nivel actual. La simulación de esta alternativa ha demostrado que el déficit de oxígeno en la capa de fondo de la bahía interna va a desaparecer.

De la bahía externa, el déficit será menor, pero la situación no cambiará cualitativamente, puesto que la mayor área de esta capa aún contiene menos de  $1,5 \text{ ml l}^{-1}$  de oxígeno. La explicación de este resultado de la simulación es el siguiente: la disminución de la intensidad de la fuente antropogénicas no elimina la principal razón del déficit de oxígeno, la entrada de agua dulce del canal del Dique con un alto contenido de nutrientes, una formación picnoclina fuerte en la bahía y una débil ventilación de la capa inferior.

Además de la mencionada anteriormente, las siguientes tres alternativas fueron consideradas:

1. La reducción de la descarga de agua desde el canal para la temporada de lluvias desde 150 hasta  $50 \text{ m}^3/\text{s}$  (el último valor es un caudal de la estación seca);
2. La misma alternativa, pero con una reducción adicional de nitrógeno mineral y fósforo a la mitad en el agua del canal;
3. Canal de cierre.

Al reducir el flujo del canal de  $50 \text{ m}^3/\text{s}$ , la descarga de partículas en suspensión se reduce y la transparencia en la bahía es mayor. Este efecto en el modelo se tiene en cuenta mediante la aplicación de campo de la estación seca. Esto provoca un aumento de la producción de fitoplancton primaria y el flujo de materia orgánica muerta de los sedimentos en la parte central de la bahía, donde el oxígeno se aumenta. Por lo tanto, la eliminación parcial de la descarga de agua del canal no es una alternativa favorable para mejorar el régimen de oxígeno de la bahía, porque el canal sigue siendo una fuente importante de nutrientes, y las zonas de máxima producción de fitoplancton simplemente pasan de los límites al centro de la bahía. La reducción de nutrientes en el canal con un flujo de agua de  $50 \text{ m}^3/\text{s}$ , da un mejor resultado.

La biomasa de fitoplancton y bacterioplancton y el flujo de la materia orgánica se redujeron significativamente en la mayor parte de la bahía. Como consecuencia, el déficit de oxígeno será menor en la capa inferior.

Para el cierre del canal completo, el estado de eutrofización de la bahía tiende al régimen de alta mar. El déficit de oxígeno desaparece. En la parte sur de la bahía externa, que tiene una lenta renovación de las aguas oceánicas y en el grupo principal de las fuentes industriales situados es decir, el oxígeno en la capa inferior de la temporada de lluvias será más de  $1,5 \text{ ml l}^{-1}$ , mientras que en la bahía interna será más de  $2,5 \text{ ml l}^{-1}$ .

Finalmente, la condición principal de la mejora del régimen de oxígeno en la bahía es el control de la influencia antropogénica en los límites antes mencionados. La simulación del cierre del canal con la conservación del nivel real de las fuentes antropogénicas ha demostrado que la situación inesperada va a ser peor. La explicación es que el cierre del canal hará que el aumento de la transparencia a la bahía de hasta 6 m, y este factor no será una limitación de la fotosíntesis, mientras que la cantidad de nutrientes de las fuentes antropogénicas será todavía suficiente para mantener un alto nivel de fitoplancton de producción.

En este estudio no se tuvo en cuenta el modelo de transporte de sedimentos, el cual es un factor fundamental que influye significativamente en la calidad del agua de la Bahía de Cartagena, ya que se ve afectada por las entradas de sedimentos

provenientes del canal del Dique. Para realizar un estudio de modelación matemática en la Bahía de Cartagena se debe considerar el modelo de sedimentos y todos los procesos asociados a ellos como son: la sedimentación, transporte, resuspensión y deposición.

Además de esto, se debe incluir también el modelo de tóxicos, que no está en el estudio realizado por Yuri S. Tuchkovenko y Serguei A. Lonin en el 2003, puesto que la bahía tiene antecedentes de este tipo de contaminación debido a los vertimientos industriales, por ejemplo la antigua fábrica de cloro soda Álcalis de Colombia realizó vertimientos con altos niveles de mercurio, siendo este de gran interés por su difícil degradación y persistencia en el tiempo, se bioacumula y biomanginifica a través de las cadenas tróficas.

## 5. CONCLUSIONES

Luego de realizar la historia del arte para la modelación matemática en estuarios o bahías, se puede concluir lo siguiente,

- En un cuerpo de agua se dan distintos procesos que afectan el comportamiento de las sustancias presentes tales como: los procesos hidrodinámicos, advección y dispersión, las reacciones químicas y biológicas, temperatura, asentamiento de partículas, transporte horizontal de sedimentos, resuspensión y deposición, procesos de ondas de viento, absorción y desorción, mineralización y descomposición, hidrólisis, fotólisis, biodegradación, volatilización, pH, las mareas y la eutrofización.
- Los procesos hidrodinámicos, son componentes de los sistemas de aguas superficiales. Son los mecanismos para el transporte de las sustancias tóxicas, nutrientes y sedimentos, son fundamentales para el movimiento de los contaminantes en un cuerpo de agua. Estos procesos, afectan la distribución de la temperatura, los nutrientes, el oxígeno disuelto, la distribución de los sedimentos, los contaminantes y las algas.
- La advección es el transporte horizontal por los flujos que mueven las sustancias, pero no se distorsionan significativamente o se diluyen. En los ríos y estuarios, la advección representa el proceso de transporte primario de contaminantes en la dirección longitudinal. La advección lateral a lo largo de un río suele ser pequeña. Las diferencias de velocidad lateral hacen que el flujo en el centro del río se mueve más rápido que el flujo de cerca de las orillas. Esta variación lateral promueve la dispersión a través del cuerpo de agua.
- La dispersión es la difusión horizontal y la mezcla de masa de agua causada por la difusión de la mezcla turbulenta y molecular. La dispersión minimiza la concentración de la sustancia. Este proceso implica no sólo un intercambio de masa de agua, sino también de cualquier sustancia disuelta en ella, como la salinidad y los contaminantes disueltos. Los procesos de dispersión son importantes para la distribución de los sedimentos, sustancias tóxicas y nutrientes en los cuerpos de agua.
- La advección y la dispersión son los principales procesos por los cuales las partículas disueltas son transportadas y distribuidas a lo largo de un estuario.
- La temperatura es una medida del grado de calor o frío del cuerpo, representa una de las características físicas más importantes de las aguas superficiales. La temperatura en un cuerpo de agua afecta la estratificación, fundamental en mezcla vertical, la solubilidad de oxígeno disuelto, los procesos bioquímicos y

fisiológicos se rigen por la temperatura, aumentos de esta, pueden incrementar la tasa metabolismo y reproducción de toda la cadena alimentaria. La reaeración, la volatilización y la sorción de partículas químicas y orgánicas, se ven afectados por la temperatura también, cambios en esta, puede ocasionar que muchas de las especies acuáticas pueden tolerar sólo un rango limitado de temperaturas, y los cambios de temperatura grandes pueden tener efectos profundos en la composición de especies.

- El transporte de sedimentos es el proceso de erosión de los sedimentos de un lugar, su transporte en el flujo, y deposición en otro lugar.
- El asentamiento de las partículas se define como la velocidad máxima a la que una sola partícula cae a través del agua en reposo. Las partículas grandes caen más rápido, que las partículas pequeñas, estas pueden ser más fácilmente llevadas a la suspensión y quedarse allí por las fluctuaciones turbulentas.
- Los principales mecanismos para el transporte de sedimentos son las corrientes y las olas de viento.
- La resuspensión de los sedimentos es controlada por el esfuerzo cortante del fondo.
- La deposición de sedimentos es un proceso por el cual los sedimentos en suspensión abandonan la columna de agua, y se depositan en el fondo del cuerpo de agua.
- Las olas de viento afectan en gran medida la deposición y la resuspensión de los sedimentos en aguas poco profundas, esto influye en el transporte de los contaminantes y los procesos de eutrofización.
- La sorción es la transferencia de una sustancia de la fase acuosa a la fase sólida. La desorción es el proceso mediante el cual las sustancias son liberadas de las partículas en el agua.
- La sorción puede ser dividida en adsorción y absorción. La adsorción es el proceso en el que las sustancias se adhieren a la superficie de las partículas, en cambio la absorción es el proceso por el cual las sustancias penetran en la estructura de las partículas.
- Por medio de la mineralización, se convierte una sustancia orgánica disuelta a la forma inorgánica disuelta. La mineralización produce nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo, disponibles para un nuevo ciclo de crecimiento de las plantas.

- La biodegradación es la descomposición de un compuesto por la transformación mediada por una enzima, debido a las bacterias y hongos.
- El proceso de eutrofización se da cuando un cuerpo de agua tiene un exceso de algas.
- Los agentes patógenos son microorganismos causantes de enfermedades, además de esto, son los encargados de convertir la materia orgánica en materia inorgánica. Los patógenos son de tamaño pequeño, por esta razón son transportados en el agua fácilmente. Los medios de infección para la salud humana con los patógenos es a través de la piel o ingestión de agua o alimentos contaminados.
- Las bacterias son microorganismos unicelulares, capaces de sintetizar material celular a materiales inorgánicos u orgánicos, algunas pueden vivir en ausencia de oxígeno (anaerobias), mientras que otros requieren altos niveles de oxígeno para el crecimiento. Las bacterias patógenas que se encuentran en las aguas superficiales se suelen atribuir a los excrementos de humanos, las del grupo coliformes son los principales indicadores de contaminación fecal y con se utiliza para evaluar la calidad del agua.}
- Los virus son la forma más simple de los microorganismos. Requieren de un huésped para poder vivir y no pueden crecer fuera de otro organismo vivo. Una vez dentro del huésped, el virus se reproduce y se manifiesta la enfermedad asociada.
- Los protozoos son también microorganismos unicelulares, se reproducen por fisión binaria y se presentan principalmente en los ambientes acuáticos. Los protozoos patógenos en un cuerpo de agua se encuentran en forma de quistes. Una vez ingeridos, éstos nacen, crecen y se multiplican, causando la enfermedad asociada.
- Los productos químicos orgánicos tóxicos son compuestos sintéticos que contienen carbono.
- Los metales pesados tienen las siguientes características: se bioacumulan y biomagnifican, el tiempo de desintegración largo y están estrechamente relacionado con la disolubilidad toxica del metal. Los metales pesados incluyen plomo, cadmio, mercurio y otros.
- Las algas son un grupo de plantas acuáticas que contienen clorofila y crecen a través de la fotosíntesis. La mayoría de las algas tienen clorofila como el pigmento primario para la fijación de carbono, captan nutrientes, incluyendo

fosfato, amonio, nitrato, sílice, y dióxido de carbono; del agua o los sedimentos bentónicos y liberan oxígeno al agua.

- Los nutrientes son elementos o compuestos químicos indispensables para el crecimiento de los organismos vivos, por ejemplo: el nitrógeno, fósforo, dióxido de carbono y sílice son indispensables para el crecimiento de algas. Niveles excesivos de nutrientes pueden ser dañinos para los ecosistemas. Los nutrientes se consideran como contaminantes cuando sus concentraciones excesivas causan la eutrofización.
- Para la modelación de calidad de aguas en estuarios o bahías, se pueden aplicar las leyes de conservación de masa, energía y momento, que rigen los procesos hidrodinámicos, la ecuación de balance de masa con la que se calcula el cambio de la concentración de una sustancia en un tiempo determinado, la ecuación de velocidad del viento en los modelos hidrodinámicos, las ecuaciones en 3D en coordenadas sigma que representa de forma más real los sistemas físicos de un cuerpo de agua, las ecuaciones de temperatura, de transporte de sedimentos, ecuaciones de modelos de ondas de viento, ecuaciones en 3D para la modelación de patógenos, concentración de tóxicos, ecuaciones para el metabolismo y crecimiento de algas, ecuaciones cinéticas de los nutrientes, la de DBO y DQO.
- Los sedimentos en un cuerpo de agua pueden generar graves problemas tales como: la sedimentación en los embalses, lagos y puertos, esto ocasiona una disminución en la navegabilidad. Además, los sedimentos sirven como un portador de metales pesados, pesticidas y otros contaminantes que pueden estar enterrados en el fondo de sedimentos, impiden la penetración de la luz solar necesaria para el crecimiento de plantas y afecta la temperatura del agua, reducen la calidad de recreo y la apariencia general de un cuerpo de agua, alteran la vida de los ecosistemas acuático.
- Los metales pesados en el medio ambiente son de gran preocupación por su toxicidad, reactividad y persistencia en el medio ambiente en una forma u otra.
- Los químicos orgánicos tóxicos son persistentes en el ambiente y se bioacumulan y magnifican en la cadena alimentaria. Los químicos orgánicos tóxicos causantes de daños al medio ambiente incluyen: los PCB, PAH, pesticidas, y las dioxinas y los furanos.
- Cuando los cuerpos de agua tienen exceso de sedimentos, el crecimiento de algas puede aumentar de manera desmesurada y por ende puede ocurrir la eutrofización.

## 6. RECOMENDACIONES

Para la metodología se presenta el marco de modelación propuesto para la obtención de modelos predictivos de calidad del agua, que sirva de herramienta útil a nivel de planeación del saneamiento ambiental de corrientes de agua. Para la formulación del marco de modelación se tiene en cuenta que no hay disponibilidad total de un modelo comercial para satisfacer todas las necesidades de un modelador, ya que este no es exactamente aplicable a las condiciones que se presentan en su sistema físico que represente todos los requerimientos de un modelador, por tal razón, es indispensable la observación en estos ejercicios de modelación. Se entiende que un modelo es solo una representación de la realidad y sin embargo, los resultados de éste deben reflejar el mejor esfuerzo del modelador por observar, entender y representar la realidad modelada. Adicionalmente se reconoce que es fundamental entender los alcances y las limitaciones de los modelos y es necesario y honesto aceptar y cuantificar la incertidumbre de los resultados de la modelación (Young et al., 1996; Camacho, 2000; McIntyre et al., 2002; Wagener et al., 2002).

Investigación preliminar de usos actuales y prospectivos del agua, de características y cantidad de carga contaminante y valores históricos y de calidad de agua observados en la corriente.

El primer paso sugerido en un estudio de modelación de la calidad del agua de una corriente superficial es recopilar la información correspondiente a usos actuales y prospectivos del agua de dicha fuente y de las características y cantidad de carga contaminante que recibe a lo largo de su recorrido.

Adicionalmente es útil recopilar la información histórica hidrológica y de calidad del agua disponible en diferentes secciones transversales. Si la información no se encuentra aún disponible en el momento de inicio del proyecto de modelación es urgente propender por su levantamiento mediante estudios básicos. Esta investigación preliminar permite al modelador conocer la importancia, grado de necesidad y complejidad del modelo requerido y estimar el costo de un error de modelación (Chapra, 1997; Thomann, 1998). La información permite establecer, de acuerdo con los usos actuales y prospectivos del agua y las normas vigentes del país, los estándares de calidad del agua que deben alcanzarse en diferentes sectores de la corriente a lo largo del tiempo.

Los estándares de calidad del agua permiten identificar conflictos uso-calidad en etapas posteriores del marco de modelación. Es importante realizar estudios prospectivos del uso del agua con la comunidad que incluyan desarrollos agrícolas e industriales previstos o deseables, y de desarrollos urbanos aguas abajo (Whitehead et al., 1981).



El conocimiento de las características del agua residual vertida y de la información histórica de calidad del agua observada en la fuente receptora permite identificar los principales impactos que se generan en la corriente y los determinantes de calidad del agua en los cuales se deberá centrar la modelación. El conocimiento de la dinámica temporal del agua residual vertida versus el tamaño de la fuente receptora permitirá al modelador juzgar sobre la necesidad o no de utilizar un modelo dinámico de calidad del agua. La cantidad de agua residual vertida a la fuente receptora es un dato fundamental en estudios de saneamiento ambiental y por supuesto para la modelación en una fase posterior de simulación de alternativas de saneamiento. Con frecuencia la carga contaminante vertida se estima a partir de la población, el uso de coeficientes empíricos de retorno de agua de consumo y valores de concentración típicos del agua residual. Aunque ésta ha sido una práctica común, hoy en día los avances en instrumentación permiten obtener fácilmente series de tiempo observadas de cantidad y calidad del agua en los ríos afluentes y colectores de alcantarillado o vertimientos a final de tubo antes de descargar a la fuente receptora superficial, tanto en periodos de tiempo seco como durante eventos de precipitación. Las mediciones directas de cantidad y calidad del agua vertida en cada afluente durante algún tiempo, por ejemplo una semana, se recomiendan ampliamente en la actualidad pues permiten reducir sustancialmente la incertidumbre en la carga contaminante estimada (Butler y Davies, 2000; DíazGranados y Camacho, 2003, estas memorias).

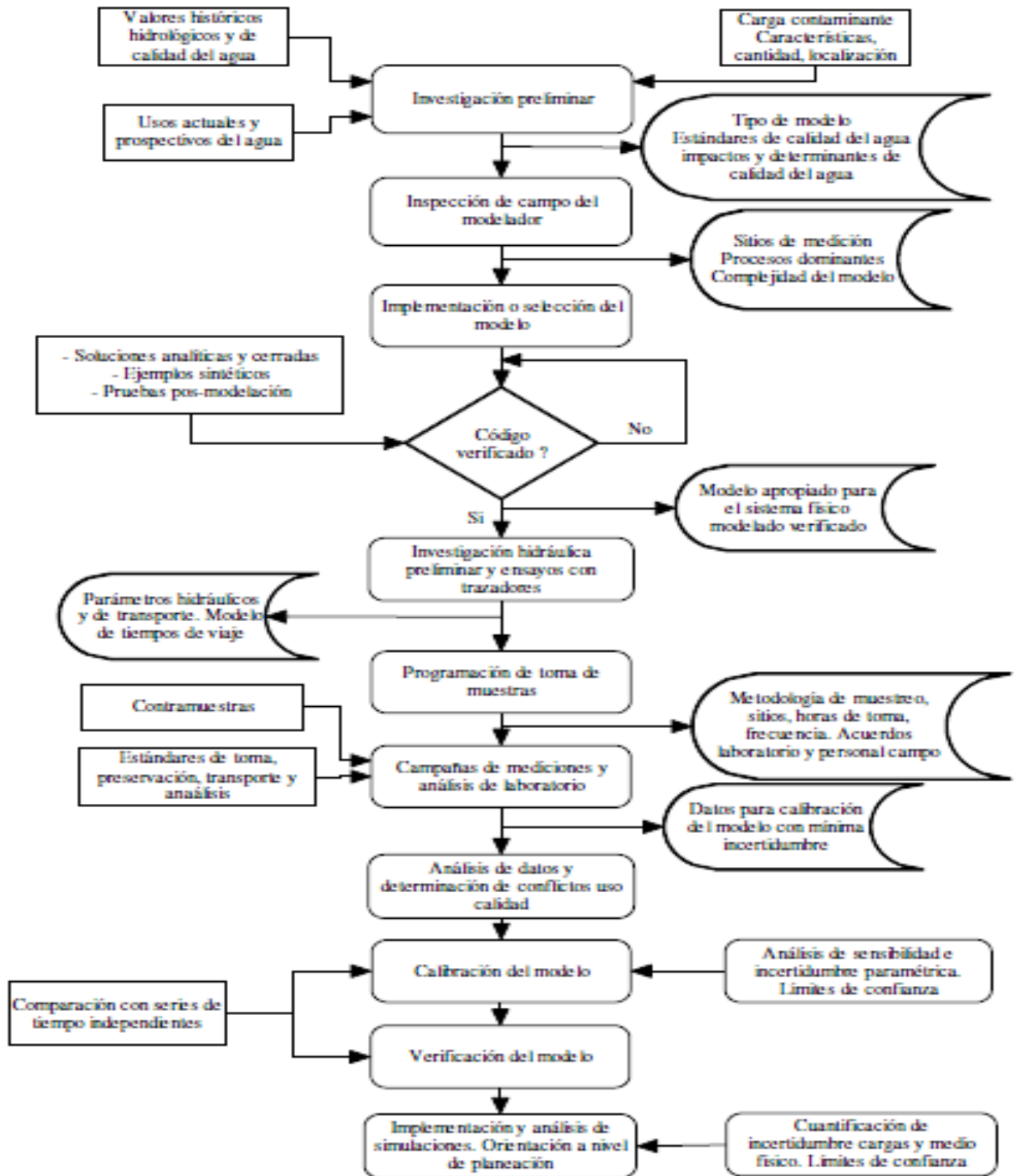


Ilustración 17. Marco de modelación propuesto.

## Inspección de campo.

Para obtener un modelo predictivo de calidad del agua se sugiere que el modelador participe en una inspección detallada inicial de campo con el fin de conocer el sistema físico que será modelado. La inspección de campo permitirá identificar al modelador sitios de medición requeridos a lo largo de la corriente donde se tomarán datos para la calibración del modelo, afluentes y sitios principales de descarga a la bahía que deberán ser monitoreados para calcular cargas contaminantes de entrada a los estuarios o bahías y afluentes y sitios secundarios que dejarán de monitorearse, bien por su pequeño tamaño, o bien por recursos económicos limitados *versus* los altos costos de un programa de medición. Esta última información dará una indicación al modelador de la incertidumbre asociada con las fuentes y cargas de contaminación. Para reducir la incertidumbre en los datos de entrada al modelo se recomienda la medición de la carga contaminante de cada afluente o vertimiento en el sitio más cercano posible a la corriente receptora. En la inspección de campo el modelador confirmará el nivel de complejidad requerido del modelo y observará los procesos que deberá representar adecuadamente en el modelo tales como reaireación, procesos de metanogénesis que se presentan bajo condiciones anaeróbicas, nivel de población y tipo de plantas acuáticas que afectarán la calidad del agua, sectores del río sujetos a procesos de sedimentación por baja velocidad, estructuras hidráulicas que afectarán la calidad del agua o las condiciones del flujo, sectores de mayor aporte distribuido potencial por escorrentía superficial, entre otros. En la inspección de campo es útil recorrer el tramo a ser modelado o al menos visitar los sitios de localización de estructuras hidráulicas, afluentes y vertimientos principales, y medir parámetros de campo como temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad, este último como medida del contenido de sólidos disueltos, localizar puntos principales con GPS y realizar registros fotográficos.

## Implementación o selección del modelo apropiado de calidad del agua y verificación matemática.

Una vez llevados a cabo los pasos anteriores el modelador podrá desarrollar e implementar o seleccionar modelos comerciales o de uso público apropiados de transporte y de calidad del agua para el sistema físico a ser modelado. En el proceso de selección de un modelo comercial no debe subestimarse la falta de documentación para el total entendimiento de los alcances y limitaciones propias de dicho modelo por encima de su disponibilidad y costo. En varias ocasiones los autores han considerado más apropiado desarrollar nuevos modelos o extender modelos existentes para considerar los requerimientos de modelación del sistema físico, y no lo contrario, ajustar un modelo disponible al sistema físico. Siempre que se ha implementado un nuevo modelo o adquirido un modelo comercial o de uso público se recomienda realizar una verificación del correcto funcionamiento del modelo numérico utilizando datos de entrada para los cuales existen

soluciones analíticas o mediante la verificación cualitativa o cuantitativa de los resultados del modelo para ejemplos sintéticos o publicados en la literatura (Chapra, 1997; Rientjes y Boeckelman, 1998). Se utilizan comúnmente para la verificación cálculos de conservación de la masa, análisis de los resultados del modelo para condiciones de estado permanente, por ejemplo: bajo condiciones de carga contaminante constante, condiciones de transporte de flujo a pistón o de dispersión pura.

Para el caso de estudio de la bahía de Cartagena, el modelo debe:

- Primero que todo, para modelar matemáticamente bahías es indispensable conocer que estos son diferentes de los ríos y los lagos hidrodinámica, química y biológicamente, para ellas, las mareas son una fuerza importante, las variaciones de la salinidad afectan los procesos hidrodinámicos y de calidad de aguas.

Los procesos que controlan el transporte en las bahías son las mareas y los flujos de agua dulce.

Para la Bahía de Cartagena el rango de marea astronómica promedio es de 0,375 metros y el nivel medio de bajamar es de 0,521 metros. Durante las tormentas o la presencia de frentes fríos en el Caribe el nivel medio del mar puede aumentar por encima del nivel promedio de marea (CIOH, 2008).

- Incluir los procesos hidrodinámicos. La hidrodinámica es un factor determinante en la modelación de calidad de aguas en bahías, por la influencia que tiene en el movimiento de los contaminantes en el cuerpo de agua.
- Para modelar bahías se recomienda utilizar ecuaciones en 3D, que se definen a lo largo de tres coordenadas espaciales (largo, ancho y profundidad) y que representa de forma más realista la física de un cuerpo de agua. Para ello tenemos, las ecuaciones 58, 59, 60, 61 y 62.
- Además de esto, las condiciones ambientales como la temperatura, pueden ser considerados para la modelación de calidad de aguas en bahías, ya que afecta la estratificación del cuerpo de agua, la solubilidad, los procesos biogeoquímicos y fisiológicos y en la tasa de la fotosíntesis de las plantas. En la ecuación 73 se representa la ecuación de transporte de la temperatura.
- Es importante tener en cuenta en la modelación matemática de la bahía de Cartagena los sedimentos, puesto que este cuerpo de agua se ve afectado en gran medida por el transporte e inclusión de sedimentos del canal del dique, y tienen gran influencia sobre la densidad, la penetración de la luz y la

disponibilidad de nutrientes. Cuando aumentan los SST en la columna de agua, se reduce la penetración de la luz, esto hace que la temperatura del agua cambie y por consiguiente las tasas de reacciones químicas y biológicas se ven afectadas, así como también la turbiedad.

Es de gran utilidad conocer el comportamiento de los sedimentos y de donde provienen, porque ellos tienen asociados diversos problemas que afectan la calidad del agua, pueden causar la sedimentación y reducir la disponibilidad de luz en el cuerpo de agua. Cuando los sedimentos están contaminados, son de gran preocupación, éstos pueden ser liberados en la columna de agua, como son: metales pesados, pesticidas, entre otros. Los sedimentos pueden transportar cargas contaminantes absorbidas, ya sea nutrientes, pesticidas, herbicidas, PCB, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), entre otros.

- Para la modelación matemática en bahías (Bahía de Cartagena), es apropiado considerar las olas de vientos, ya que estas pueden afectar significativamente la sedimentación y resuspensión en aguas poco profundas, que a su vez puede generar cambios significativos en el transporte de los contaminantes y la eutrofización. Para ello se pueden utilizar las ecuaciones 104, 105, 106 y 107. Las ondas de vientos se pueden modelar con las ecuaciones 115 y 116.
- La bahía de Cartagena es un cuerpo de agua que se ha visto bastante afectado por los vertimientos industriales y la deposición inadecuada de residuos, recibe aproximadamente el 90% de los desechos industriales y domésticos que se generan a lo largo de la línea costera, la principal fuente de contaminación de la bahía de Cartagena son los sedimentos transportados por el canal del dique, los vertimientos industriales de la zona de Mamonal, los vertimientos de las aguas servidas del alcantarillado, la actividad marítima y portuaria, también estudios realizados en esta bahía, tales la estación de monitoreo RED CAM ha demostrado contaminación de metales pesados proveniente de la antigua fábrica de Cloro-Soda (Álcalis de Colombia), en 1970 se produjeron vertimientos significativos de mercurio (Hg). Por lo anterior modelar tóxicos en la Bahía de Cartagena resulta de gran importancia para este cuerpo de agua.

Las sustancias tóxicas pueden causar daño a la salud humana o al medio ambiente ya sea a corto o largo plazo, por ingestión, inhalación o contacto directo con la piel. Las sustancias tóxicas en un cuerpo de agua se someten a distintos procesos como bioacumulación, que se refiere a la acumulación del contaminante a medida que viaja a través de los procesos digestivos y biomagnificación, que hace referencia al aumento de las concentraciones de los contaminantes en cada nivel trófico de la cadena alimentaria, dichos procesos pueden afectar a la salud humana y ecológica.

Un estudio de modelación de calidad de aguas en la Bahía de Cartagena, debe contemplar los metales pesados, ya que son un grave problema de contaminación cuando la concentración es superior a los estándares permisibles, estos son penetrantes y persistentes. Además esto, metales pesados, como el plomo y el mercurio representan un grave problema para la salud humana, el plomo es dañino para los niños y fetos en desarrollo, para el caso del mercurio, este genera efectos primarios en el desarrollo del sistema nervioso y el cerebro.

Con las ecuaciones 129, 130, 131, 132 y 133, se puede calcular la velocidad de reacción de una o varias sustancias tóxicas.

La ecuación 134, modela el transporte de 3D para la concentración total de un tóxico  $C$ .

El flujo neto de los tóxicos del lecho de sedimentos en la columna de agua se puede calcular con la ecuación 137

- Incluir en el modelo matemático las algas es recomendable, cuando éstas se encuentran en exceso se conoce como eutrofización.
- Los nutrientes tales como el nitrógeno, el fósforo se deben incluir también, porque cuando se encuentran en altas concentraciones son perjudiciales para los ecosistemas. Los nutrientes se vuelven contaminantes cuando sus altas concentraciones ocasionan la eutrofización en un cuerpo de agua, originando el crecimiento excesivo de algas.
- Otro componente que se debe modelar en los estuarios (Bahía de Cartagena), es el oxígeno disuelto, es uno de los parámetros más importantes en los estudios de calidad de aguas y se utiliza para medir la cantidad de oxígeno disponible en un cuerpo de agua para actividad bioquímica. Este parámetro es un indicador de un ecosistema acuático sano. Esto es, cuando los niveles de OD son muy bajos, quiere decir que posiblemente el cuerpo de agua se encuentra contaminado y la vida acuática se ve afectada.

Los cambios en las concentraciones de OD se debe a los procesos de algas, mediante la fotosíntesis los niveles de OD son mayores, con las variaciones diurnas de la temperatura el OD puede cambiar.

Los estudios de OD incluyen la Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO que es una medida de la cantidad de oxígeno necesaria para sintetizar la materia orgánica, sin dudas es uno de los parámetros comúnmente utilizados para medir la contaminación y la calidad de aguas y es parámetro indispensable que indica la contaminación orgánica. Aunque estudios realizados mediante la

estación de monitoreo RED CAM indica que la Bahía de Cartagena tiene valores aceptables de contaminación de materia orgánica no hay que dejar de lado este parámetro y es importante incluirlo en los modelos que se realicen, puesto que los vertimientos industriales y urbanos pueden afectar esta medición. Con la ecuación 207 se determina la DBO.

La ecuación 155 es la ecuación general que incluye todos los procesos de algas y es la base para la mayoría de los modelos de algas.

La ecuación 156, es la describe la cinética para las algas, en la cual se suman todos los proceso internos que disminuyen la biomasa de las algas y se constituye de dos partes la respiración y la excreción.

El modelo de algas debe considerar el crecimiento de estas ya que es un proceso importante en un cuerpo de agua y puede ser expresado matemáticamente de forma general mediante la ecuación 157.

En bahías, por la mezcla de agua dulce y salda se puede presentar la muerte de las algas de agua dulce aguas arriba cuando se mezcla con el agua salda, El aumento de la mortalidad de organismos de agua dulce pueden ser representados mediante la retención de la salinidad a largo plazo toxicidad en la ecuación de crecimiento 158. El valor de la tasa de crecimiento máximo se estima de la literatura pero este valor posteriormente de ser ajustado mediante la calibración y verificación del modelo.

## BIBLIOGRAFÍA

Blumberg, A.F and Mellor, G.L. 1987. A description of a three dimensional coastal ocean circulation model. In the three- Dimensional coastal Ocean Models, Coastal and estuarine science, Vol. 4., Heaps, N, S, (ed.), American Geophysical Union: pp. 1-19. Citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality.

Camacho L.A. DiazGranados, M. Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos. Caso rio Bogotá. Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. 74-76.

Cerco, C.F and Cole, T 1994. Three Dimensional Eutrophication Model of Chesapeake Bay. Volume 1: Main Report. Technical Report EL-94-4. U.S. Army Corps Of Engineers Waterways Experiment Station. Citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality

Chapra, S. C. (1997). Surface Water-Quality Modelling, The McGraw-Hill Companies. Inc., New York. Como lo cita el autor Camacho, L.A., Díaz Granados M en el artículo titulado Metodología Para La Obtención De Un Modelo Predictivo De Transporte De Solutos Y De Calidad De Aguas- Caso Rio Bogotá.

Edgar Eduardo Quiñones Bolaños. (2009). Modelación de la contaminación por mercurio en la cuenca del Magdalena, sector (SIMITI-BAHIA de Cartagena).

Gill A.E. 1892. Atmosphere-Ocean Dynamics. New York academic press, 662 pp. como se encuentra citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality .

Hamrick, J.M. 1992. A Three. Dimensional Environmental Fluid Dynamics Computer Code: Theoretical And Computational Aspects. The College Of William And Mary, Virginia Institute Of Marine Science, Special Report 317, 63 pp. como se encuentra citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality.

Ji, Z-G. 2000a. fate and transport in river, lakes and estuaries. Standard Handbook of environmental science, Health, and Technology. New York: McGraw-Hill, pp.8.47-8.55. como se encuentra citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality.



JI Z.G, (2008). HIDRODINAMICS AND WATER QUALITY. Modeling rivers, lakes and estuaries: Wiley-Interscience.

Kott, U. 1982. Chemical Factors. Symposium on the survival of pathogens in the natural environment. XIII International Congress of Microbiology, Boston M.A. Citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality

Ohrel, Jr., R.L. and Register, K.M. 2006. Volunteer Estuary Monitoring: A Methods Manual, Second Edition. EPA -842-B-06-003. U.S Environmental Protection Agency. Citado en por el autor Zhen- Gang Ji en el libro Hydrodynamics and Water Quality

Yuri S. Tuchkovenko y Serguei A. Lonin. (2003). Mathematical model of the oxygen regime of Cartagena Bay. Ecological Modelling 165 (2003) 91–106.  
Red de Vigilancia para La Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia. Invermar-Redcam. Santa Marta, 2008. Edición Sistema de Información Geográfica Cardique 2009.

Alcaldía Mayor de Cartagena de Indias. Diagnóstico del Distrito de Cartagena en materia de Ordenamiento Territorial. PREDIAGNOSTICO COMPONENTE AMBIENTAL. Mayo 3 de 2010.  
(<http://www.iesantamaria.hostignition.com/ipreg/images/stories/modulodescargas/POT/prediagnostico%20ambiental.pdf>) Universidad de Cartagena.