

**CONSTRUCCIÓN DE UNA HOJA DE CÁLCULO EN EXCEL PARA LA APLICACIÓN DEL
MODELO DE SIMULACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN CUERPOS DE AGUAS
SUPERFICIALES (RÍOS Y QUEBRADAS).**

RAFAEL NIKOLAY AGUDELO VALENCIA

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE QUIMICA
BUCARAMANGA
2009**

**CONSTRUCCIÓN DE UNA HOJA DE CÁLCULO EN EXCEL PARA LA APLICACIÓN DEL
MODELO DE SIMULACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN CUERPOS DE AGUAS
SUPERFICIALES (RÍOS Y QUEBRADAS).**

RAFAEL NIKOLAY AGUDELO VALENCIA

**Trabajo de grado presentado para optar al título de
ESPECIALISTA EN QUIMICA AMBIENTAL**

**Director:
Esp. Julio César Calvo Corredor**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE QUIMICA
BUCARAMANGA
2009**

TABLA DE CONTENIDO

	pág.
1. INTRODUCCION	1
2. CONCEPTOS DE MODELACION	2
2.1 MODELOS MÁS IMPORTANTES EN USO. TENDENCIAS	5
2.2 IMPORTANCIA	6
3. ECUACIONES DE BALANCE PARA LA SIMULACIÓN	8
3.1 Balance para DBO	8
3.2 Balance para DBO	8
3.3 Balance para Nitrógeno	8
3.4 Balance de Sólidos Suspendidos	8
3.5 Balance para Coliformes Fecales	9
3.6 Balance para sustancias Toxicas	9
3.7 Balance para DBO, Oxidación de DBOC	11
3.8 Balance para Nitrógeno Oxidable, Oxidación de DBON, Nitrificación	14
3.9 Balance para Oxígeno Disuelto	17
3.9.1 Reaireación Atmosférica	17
3.9.2 Determinación de velocidades de producción de Oxígeno por Fotosíntesis y consumo por Respiración	27
3.9.3 Demanda de Oxígeno de los Sedimentos	32
3.9.3.1 Balance para Sólidos Suspendidos	34
4. SIMULACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE MICROORGANISMOS	38

4.1 CONDICIONES PARA LA DEGRADACIÓN DE COLIFORMES	41
4.2 RIOS Y QUEBRADAS	41
4.3 OXIDACIÓN DE SUSTANCIAS TOXICAS	42
4.3.1 Velocidad de pérdida de químicos disueltos con interacción de los sedimentos	43
4.3.2 Determinación de la velocidad de resuspensión	45
4.3.3 Velocidad de pérdida de químicos disueltos (v_{Td})	48
5 CONCLUSIONES	65
BIBLIOGRAFÍA	
ANEXOS	

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Etapas de un Modelo	4
Figura 2. Representación de la DBOC	11
Figura 3. Ley de Henry	17
Figura 4. Cálculos de las t_1 y t_2	31
Figura 5. Constante Cinética K_b	42
Figura 6. Demanda Bioquímica de Oxígeno	59
Figura 7. Déficit de Oxígeno en Corrientes Superficiales promedio	60

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
ANEXO A. Manual del Usuario	68

RESUMEN

TITULO: CONSTRUCCIÓN DE UNA HOJA DE CÁLCULO EN EXCEL PARA LA APLICACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN CUERPOS DE AGUAS SUPERFICIALES (RÍOS Y QUEBRADAS)*.

AUTOR: Rafael Nikolay Agudelo Valencia**

PALABRAS CLAVES: Autodepuración, Calidad del agua, Modelo matemático, Reaireación, Simulación, Superficial.

CONTENIDO: En el presente trabajo se presentan de manera simple los fundamentos teóricos de la simulación matemática de calidad del agua, basados en el modelo de deflexión de oxígeno disuelto propuesto por Streeter y Phelps, se explica su campo de aplicación basado en la legislación ambiental Colombiana y también describe la importancia que pueden tener los modelos de simulación de calidad del agua para realizar una adecuada planeación de obras para tratamiento de aguas residuales, dado que los modelos de calidad de aguas, permiten simular condiciones actuales y futuras, de tal manera, que es posible simular escenarios, que nos permiten anticipar las variaciones que sufrirán los diversos índices o parámetros de calidad del agua en el cuerpo acuático en estudio. Es decir que para evaluar planes alternativos de ingeniería enfocados en el control y manejo de la calidad del agua pueden emplearse modelos matemáticos que relacionen la descarga de aguas residuales con la calidad de agua del cuerpo receptor. Los diversos grados de tratamiento, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los sistemas de tratamiento regional en contraposición con las plantas múltiples, constituyen algunas de las alternativas de control, cuya influencia sobre la calidad del agua receptora puede evaluarse mediante la aplicación de los modelos matemáticos de calidad del agua. Se presenta también una hoja de cálculo elaborada en Excel para realizar simulaciones para corrientes de agua superficial, la hoja de cálculo cuenta con un pequeño manual de instrucciones que orienta a los usuarios para un correcto uso de la aplicación informática.

* Proyecto de grado

** Facultad: Ciencias exactas. Escuela: Química. Director: Julio Cesar Calvo. Codirector: Yahaira Combaritza.

ABSTRACT

TITLE: CONSTRUCTION OF A SHEET OF CALCULATION IN EXCEL FOR THE IMPLEMENTATION OF THE SIMULATION MODEL OF OXYGEN DISSOLVED IN BODIES OF SURFACE WATERS (RIVERS AND CREEKS)*.

AUTHOR: Rafael Nikolay Agudelo Valencia**

KEY words: Autodepuración, quality of water, mathematical model, Reaireación, simulation, surface.

CONTENT: In this work are presented in a simple the deflection model-based theoretical mathematical quality of water, simulation foundations of oxygen dissolved proposed by Streeter and Phelps, explains its field of application based on environmental legislation Colombian and also describes the importance can have water to perform a proper planning of works for treatment of wastewater, given that water quality models allow simulate conditions present and future, so that it is possible to simulate scenarios that allow us to anticipate variations that will suffer various indexes or aquatic study body water quality parameters quality simulation models. It is to say that mathematical models that relate discharge of wastewater receiving body water quality can be used to evaluate alternative engineering plans focused on the control and management of water quality. The varying degrees of treatment, the relocation of wastewater, the increase in minimum flows, regional treatment as opposed to multiple plants, systems download points are some of the control, whose influence on the receiving water quality can be evaluated through the application of mathematical models of water quality alternatives. A spreadsheet developed in Excel to perform simulations for surface water flows is also presented, the worksheet has a small instruction oriented to users for a correct use of computer application manual.

* Project of grade

** Sciences. School: Chemistry. The director: Julio Cesar Calvo. Codirector: Yahaira Combaritza..

INTRODUCCIÓN

El aumento poblacional y sus consecuentes necesidades materiales del desarrollo imponen progresivamente mayores exigencias a los sistemas hídricos, ya que la intensificación de la interacción del manejo del agua en una cuenca, considerando los sectores de energía, industria, silvicultura y agricultura, se traducen en trastornos ambientales que modifican los sistemas acuáticos, manifestándose sobre la productividad de sistemas naturales y artificiales. Esta preocupación, existente desde hace algunas décadas, se ha traducido en estudiar los sistemas hídricos, desde una perspectiva holística del manejo de hoyas hidrográficas, dando una especial significación a la dimensión ambiental, en particular en los aspectos de calidad del agua. Por ello desde una perspectiva integral del manejo de los recursos hídricos, es conveniente conocer la influencia o impacto ambiental, sobre el entorno y en particular en la calidad del agua de los cursos receptores que las obras de infraestructura, actos administrativos (otorgamiento de derechos de agua), manejo agrícola y silvícola, o cualquier proyecto de inversión en una cuenca hidrográfica producen o eventualmente producirían. Esto significa conocer, en el caso de condiciones existentes, y prever la alteración de la calidad del agua de un cuerpo dulceacuícola, que ocurriría posterior a la construcción de una obra de riego o hidroelectricidad, de la instalación de alguna industria, que evacue residuos líquidos o la incorporación de alcantarillado de aguas servidas, cambio de uso del suelo desde lo agrícola a lo silvícola o viceversa o mejoramiento del sistema de evacuación de aguas servidas de algunas ciudades, traspaso de recursos hídricos de una cuenca a otra, entre muchas otras posibilidades. La herramienta adecuada para estos fines es la denominada genéricamente modelación de calidad de aguas.

De esta forma la calidad del agua de los espacios naturales se ve alterada y los impactos sobre ella deben ser evaluados, la forma más adecuada son los modelos de calidad de aguas.

Los modelos de calidad de aguas, permiten simular condiciones actuales y futuras, de tal manera, que es posible simular escenarios, que nos permiten anticipar las variaciones que sufrirán los diversos índices o parámetros de calidad de aguas, en el cuerpo acuático en estudio. El presente trabajo se restringe exclusivamente a los modelos de calidad de aguas fluvial.

2. CONCEPTOS DE MODELACIÓN

Los modelos de calidad de aguas tienen por finalidad determinar las nuevas concentraciones de contaminantes del cuerpo de agua en cada punto y a lo largo del lapso de interés, cuando las condiciones de modificación y el estado primitivo son conocidos.

De acuerdo a lo anterior, podemos establecer que un modelo de calidad de aguas es la herramienta adecuada para la predicción del comportamiento de la calidad del agua en un río u otro cuerpo de agua. Por lo tanto, corresponderá a un set de expresiones matemáticas que definen los procesos físicos, biológicos y químicos que tienen lugar en un cuerpo de agua. Las ecuaciones están basadas fundamentalmente en la conservación de la masa y/o energía, de tal forma que existen tres fenómenos: ingreso de contaminantes al cuerpo de agua desde el exterior del sistema, el transporte y las reacciones en el cuerpo de agua (Loucks et al 1982). El transporte puede ser por advección y/o dispersión, por lo tanto dependerá de las características hidrodinámicas e hidrológicas del cuerpo de agua.

Para que un modelo de calidad de aguas pueda ser aplicado confiablemente, para la predicción de las condiciones de los diversos parámetros, tiene que cumplir, obviamente, con la condición básica de reproducir aceptablemente las condiciones actuales.

El problema, en sí, es fundamentalmente tridimensional (Somlyódy L. 1978) e impermanente, lo que lo hace difícil de abordar. Esta condición hace que el desarrollo de modelos de calidad de aguas sea una ciencia y un arte (Loucks et al. 1982).

Los procesos fundamentales que rigen la calidad de agua de un cuerpo acuático, ya sea fluvial o lacustre, son los hidrológicos, térmicos y bioquímicos. Los procesos

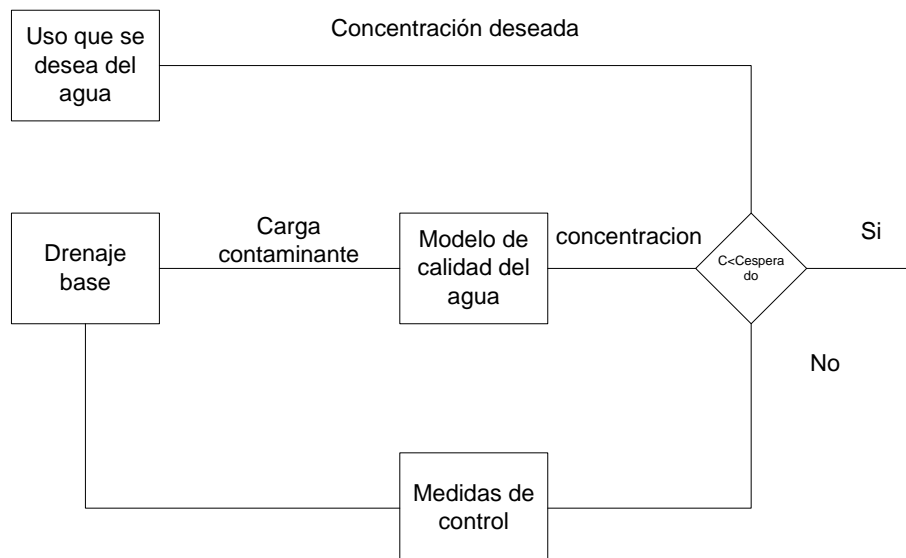
hidrológicos deben entenderse, como aquellos exclusivamente relativos a la hidrología del cuerpo de agua, como aquellos referidos al comportamiento hidrodinámico.

El objetivo primario del desarrollo de cualquier modelo de calidad de agua, es producir una herramienta que tenga la capacidad de simular el comportamiento de las componentes hidrológicas y de calidad de un cuerpo de agua. El desarrollo de esta herramienta para simular el comportamiento del prototipo, se hace aplicando un modelo matemático, producto de tres fases generales:

1. Representación conceptual.
2. Representación funcional.
3. Representación computacional.

El desarrollo de un modelo de calidad de aguas, así como de cualquier otro, debe seguir las etapas que se muestran en la Figura 1 que aparece a continuación.

Figura 1. Etapas de un Modelo



La representación conceptual comprende una idealización gráfica del prototipo, considera la descripción de las propiedades geométricas que van a ser modeladas y la identificación de las condiciones de borde e interrelaciones entre las partes del prototipo. Normalmente, este proceso impone divisiones del prototipo en elementos discretos de un tamaño compatible con los objetivos que el modelo debe servir, estos elementos se definen de acuerdo a algunas simples reglas geométricas, y se diseña el modo por el cual serán conectados, tanto física como funcionalmente, como parte integrante de un todo. Una parte de esta estructuración es la designación de aquellas condiciones de borde a ser consideradas en la simulación.

2.1 MODELOS MÁS IMPORTANTES EN USO. TENDENCIAS

Al proceso de desarrollo de una comunidad humana, van ligado tres etapas secuenciales de contaminación del agua fluvial. La primera es la contaminación por patógenos producto de descarga de aguas servidas domésticas no tratadas a cursos fluviales, la segunda corresponde a una contaminación a mayor escala debido a la progresiva industrialización de las cuencas, caracterizada fundamentalmente por niveles elevados de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y de SS (sólidos en suspensión). La tercera etapa corresponde al crecimiento industrial en las cuencas, que va asociada a una contaminación química, en la cual los contaminantes de interés pasan a ser los metales pesados, sustancias no degradables y nutrientes entre otros.

La evolución de los modelos de calidad de agua fluvial han seguido muy cercanamente las etapas mencionadas anteriormente. Un hito histórico corresponde "El estudio de la polución y purificación natural del río Ohio" (Streeter y Phelps, 1925), que presenta la primera modelación de Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno (OD-DBO) para un río. Este modelo puede considerarse el "padre" de todos los modelos que posterior y actualmente se siguen elaborando. El

desarrollo actual tiende a la modelación de contaminantes como metales pesados y sustancia no degradables, especialmente.

2.2 IMPORTANCIA.

Con el fin de realizar una mejor planificación de obras de saneamiento básico se emplea la simulación de calidad del agua, este tipo de herramientas facilita el determinar la capacidad asimilativa de los cuerpos de agua superficial.

La simulación permite determinar el comportamiento físico-químico y microbiológico del receptor de vertimientos y llegar a predecir las condiciones ante cambios en la descarga, caudal del río, clima, etc, este hecho facilita la identificación de los puntos más críticos en cuanto a calidad y permite tomar las acciones correctivas y evaluar el efecto de las acciones correctivas, ahorrando tiempo y esfuerzos económicos en lo que respecta al tipo de tratamiento.

El establecimiento de modelos de calidad del agua es una herramienta necesaria y estipulada en el decreto 1594 de 1984, esta herramienta es necesaria para realizar el ordenamiento en cuanto a usos de los recursos hídricos superficiales, esto implica que la simulación de calidad del agua no es solo un planteamiento teórico y solo se lleve a cabo académicamente. Por el contrario es una fuerte herramienta que debe ser aplicada.

Problemática: Efluentes no tratados y efluentes primarios

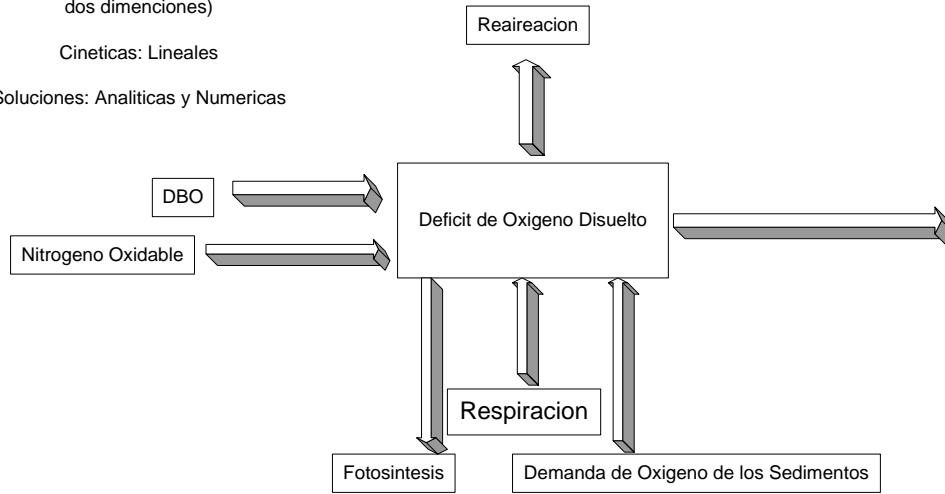
Contaminantes: DBO, Nitrogeno Oxidable

Sistemas: Ríos y Estuarios (una y dos dimensiones)

Cinéticas: Lineales

Soluciones: Analíticas y Numericas

1925-1960 (Streeter - Phelps)
13/05/2006



3. ECUACIONES DE BALANCE PARA LA SIMULACIÓN

A continuación se presentan las ecuaciones que serán empleadas para el desarrollo de esta monografía y constituyen la base de la hoja de cálculo propósito de este trabajo. El planteamiento teórico referente al origen de cada una de las ecuaciones o el por qué de cada ecuación se desarrollara en cada uno de los capítulos del trabajo.

3.1 Balance para DBO

$$\frac{dL}{dx} = \frac{-K_r * L}{U}$$

3.2 Balance para Nitrógeno

$$\frac{dL_N}{dx} = \frac{-K_N * L_N}{U}$$

3.3 Balance de Oxígeno Disuelto

$$\frac{dc}{dx} = \frac{-K_d * L - K_{dN} * L_N + K_a * (C_s - c) + p_a - R - S'_B}{U}$$

3.4 Balance de Sólidos Suspendidos

$$\frac{dm_1}{dx} = \frac{-v_s * m_1}{H_1 * U} + \frac{v_u * m_2}{H_1 * U}$$

La ecuación para la concentración de Sólidos en la columna de agua es:

$$\frac{dm_1}{dx} = \frac{-v_n * m_1}{H_1 * U}$$

Donde v_n es la velocidad de pérdida total de Sólidos dada por:

$$v_n = \frac{v_s * v_d}{v_u + v_d}$$

Para corrientes muy pequeñas v_n puede tender a cero (0) y los Sólidos Suspendidos tienden a ser una variable conservativa para corrientes mas grandes y profundas puede ser que la deposición neta de Sólidos v_n sea mayor que cero (0).

3.5 Balance para Coliformes Fecales.

$$\frac{dN}{dx} = \frac{-Kb * N}{U}$$

3.6 Balance para sustancias Toxicas.

Aun que dentro de los objetivos del presente trabajo no se realizara una aplicación para simular la concentración de sustancias toxicas dentro de un cuerpo de agua superficial, se presentan los principios teóricos de la degradación o decaimiento de la concentración de este tipo de sustancias dentro de las corrientes de agua, son cuatro los mecanismos que se encargan de la disminución de la concentración de una sustancia toxica en las fuentes de agua superficial, Volatilización, Fotolisis,

Hidrólisis y Biodegradación, a continuación se plantean las ecuaciones que dominan cada una de las formas de abatimiento de una sustancia toxica.

Por Volatilización

$$\frac{dc_{T1}}{dx} = \frac{-k_l * A * \left[\frac{c_g}{H'_e} - f_{d1} * c_{T1} \right]}{U * V}$$

Por Fotolisis

$$\frac{dc_d}{dx} = \frac{-K_p * c_d}{U}$$

Por Hidrólisis

$$\frac{dc_d}{dx} = \frac{-K_H * c_d}{U}$$

Por Biodegradación

$$\frac{dc_d}{dx} = \frac{1}{y} * \frac{dB}{dx} = \frac{\left[\frac{\mu_{max} * c_d}{K_s + c_d} \right] * B}{U}$$

Bajo ciertas condiciones y si existen fuentes adicionales de carbón la ecuación se puede aproximar a:

$$\frac{dc_d}{dx} = \frac{-K_B * c_d}{U}$$

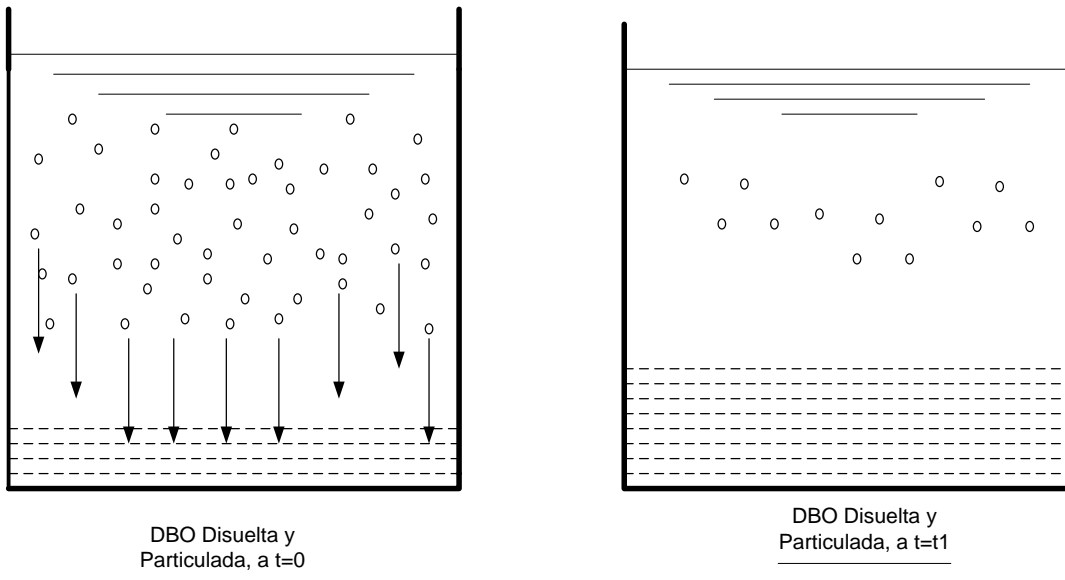
Modelo general para Sustancias Toxicas

$$\frac{dc_{T1}}{dx} = \frac{K_f * a * \left(\frac{f_{d2} * c_{T2}}{\phi_2} - f_{d1} * c_{T1} \right) - K_{d1} * f_{d1} * c_{T1} + k_L * A * \left(\frac{c_g}{H'_e} - f_{d1} * c_{T1} \right) - v_s * A * f_{p1} * c_{T1} + v_u * A * f_{p2} * c_{T2}}{U}$$

3.7 Balance para DBO, Oxidación de DBOC

La DBOC representa la demanda de oxígeno que realizan las bacterias para la degradación de materia orgánica. Entonces DBOC representa el consumo de oxígeno debido a la degradación de la materia orgánica carbonacea oxidable biológicamente.

Figura 2. Representación de la DBOC



Simbolizando L como la concentración de DBOC en ppm (mg/l), tenemos que existen dos formas de DBOC la forma disuelta y la forma particulada, por lo tanto:

$$L = L_p + L_d$$

Donde los subíndices d y p indican la forma disuelta y particulada respectivamente.

Además la distribución de cada una de estas formas de DBOC con la distancia en el río está dada por:

$$V * \frac{dL_p}{dt} = -v_s * A * L$$

$$V * \frac{dL_d}{dt} = -K'_d * V * L$$

Sumando las dos ecuaciones para obtener la expresión total de variación de la concentración de DBOC.

$$V * \frac{dL}{dt} = -v_s * A * L_p - K'_d * V * L_d$$

$$L_d = f_d * L \quad L_p = f_p * L$$

Si se toma un coeficiente cinético total como función de las cinéticas separadas para la parte soluble y parte particulada se tiene la siguiente expresión

$$K_r = v_s * \frac{A}{V} * f_p + K'_d * f_d \quad \text{Entonces} \quad K_r = K_s + K_d$$

Dónde.

K_d = velocidad de desoxigenación efectiva debida a la parte soluble

K_s = velocidad de desoxigenación efectiva debida a la parte sólida (sedimento)

Si la concentración de sólidos suspendidos en el cuerpo de agua es menos a 30 ppm entonces K_s se puede despreciar. Como una buena aproximación se puede suponer que K_d tiene valores entre 0.1 y 0.5 día⁻¹ para cuerpos de agua con profundidades superiores a los 5 pies y valores entre 0.5 y 3 día⁻¹ para corrientes con profundidades menores a 5 pies.

Existe una relación para K_d a 20°C y la profundidad del cuerpo de agua y es sugerida como:

$$K_d = 0.3 * \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434} \quad \text{Para } 0 < H < 8 \text{ pies}$$

Donde H es la profundidad del río o quebrada

$$K_d = 0.3 \quad \text{Para } H > 8 \text{ pies}$$

Wright y McDonnell (1979). Realizaron un estudio en 23 ríos y relacionaron K_d con el caudal, obteniendo un rango de K_d de 0.08 a 4.24 día⁻¹ para flujos de 4.6 a 8760 pies cúbicos (cfs) con perímetros húmedos de 11.8 a 686 pies (ft) y profundidades de 0.9 a 32 pies (ft), ellos sugieren la siguiente relación:

$$K_d = 10.3 * Q^{-0.49}$$

Esta correlación fija una buena aproximación con los datos observados por Wright y McDonnell.

También observaron que para flujos mayores de 800 pies cúbicos por segundo (cfs) K_d es consistente para los datos que se obtienen en laboratorio. Ellos concluyen que los procedimientos convencionales de laboratorio para la estimación de la disminución de la DBO pueden ser usados para grandes corrientes.

Entendiendo esto se puede plantear la siguiente ecuación.

$$\frac{dL}{dt} = -K_r * L$$

Si se expresa el tiempo como función de la distancia recorrida y la velocidad del río entonces tenemos que:

$$t^* = \frac{x}{U} \quad \text{Entonces} \quad \frac{dL}{dx} = \frac{-K_r * L}{U}$$

Esta ecuación nos permite determinar el comportamiento de la DBOC con respecto a la distancia recorrida por el agua del río.

3.8 Balance para Nitrógeno Oxidable, Oxidación de DBON, Nitrificación.

El Nitrógeno oxidable (Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Amoniacal) es el mismo Nitrógeno Kjeldahl (TNK). Las condiciones para que se presente la nitrificación son:

Presencia de bacterias nitrificantes

pH óptimo en el rango alcalino ($\text{PH} \cong 8$)

Niveles de Oxígeno disuelto mayores a el rango entre 1 y 2 ppm

Cinética de la nitrificación. Sea:

N1 = Concentración de Nitrógeno orgánico (N-Org)

N2 = Concentración de Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃)

N3 = Concentración de Nitrógeno en forma de Nitritos (NO₂) y Nitratos (NO₃) (el Nitrito fácilmente se oxida Nitrato)

Si se suponen cinéticas de primer orden, las ecuaciones cinéticas para la distribución de los diferentes tipos de Nitrógeno son:

$$\frac{dN1}{dt} = -K_{11} * N1$$

$$\frac{dN2}{dt} = K_{12} * N1 - K_{22} * N2$$

$$\frac{dN3}{dt} = K_{23} * N2 - K_{33} * N3$$

En la ecuación anterior:

K₁₁ = Coeficiente total de pérdida de Nitrógeno Orgánico (N-Org) que se convierte en Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃).

K₁₂ = Velocidad de formación de N-NH₃ por descomposición de N-Org.

K₂₂ = Coeficiente de pérdida de N-NH₃ que se convierte en Nitritos (NO₂) y Nitratos (NO₃)

K₂₃ = velocidad de formación de NO₂ y NO₃ por descomposición de N-NH₃

K_{33} = Coeficiente de pérdida total de NO_2 y NO_3 por acción de las plantas y de las bacterias nitrificantes (denitrificación).

Como se puede apreciar se necesita conocer muchos parámetros para la descripción matemática de este fenómeno completo, razón por la cual se trabaja con un coeficiente total de transformación de Nitrógeno Kjeldahl (TNK). La ecuación que describe esta transformación es:

$$\frac{dL_N}{dt} = -K_N * L_N$$

En donde K_N es la velocidad total de transformación de Nitrógeno Kjeldahl (TNK). Si se tiene en cuenta que el tiempo de viaje del agua del Río esta dado por $t = (x / U)$ y se reemplaza en la ecuación cinética se tiene:

$$\frac{dL_N}{dx} = \frac{-K_N * L_N}{U}$$

El rango de valores para K_N es aproximadamente el mismo que el del coeficiente de desoxigenación para DBOC (K_d).

Para cuerpos de agua profundos los valores de K_N están entre 0.1 y 0.5 día^{-1} a una temperatura de 20°C .

Para pequeñas corrientes valores mayores a 1 día^{-1} no son comunes.

El valor de K_N es aproximadamente cero (0) para temperaturas alrededor de 5 y 10°C .

Las bacterias Nitrificantes aparentemente no se multiplican una cantidad significativa.

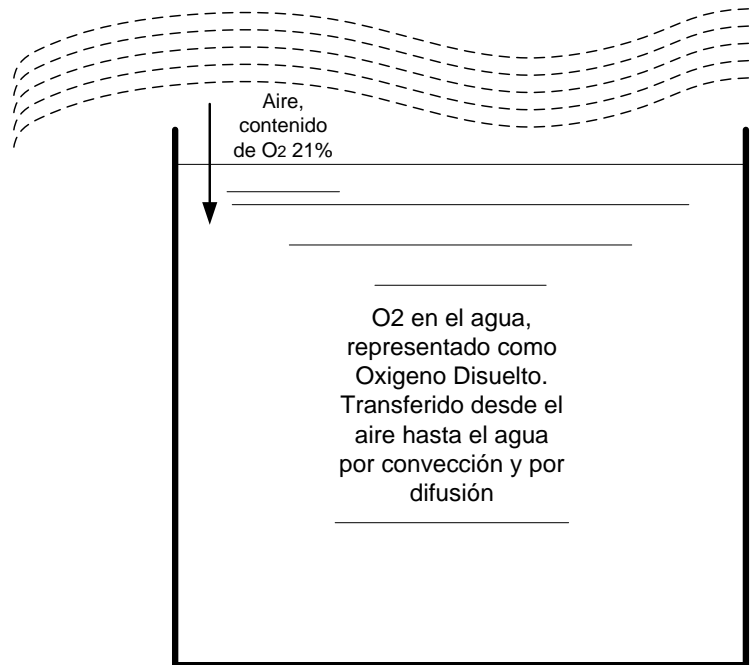
3.9 Balance para Oxígeno Disuelto.

3.9.1 Reaireación Atmosférica.

Para entender el mecanismo básico de la transferencia de Oxígeno desde la Atmósfera a cualquier cuerpo de agua. Se considera el siguiente ejemplo.

Una vasija abierta a la Atmósfera y que contiene agua (conformando un sistema simple de dos fases), el sistema tiende a alcanzar un equilibrio entre el Oxígeno de la Atmósfera y el Oxígeno Disuelto en el agua para una temperatura dada, este nivel de Oxígeno Disuelto que se alcanza en el equilibrio es llamado OD de saturación y se puede determinar con la ley de Henry. La cual dice que la cantidad de Oxígeno que se disuelve en un volumen de líquido dado, a una temperatura constante, es directamente proporcional a la presión que el Oxígeno ejerce en el líquido es decir:

Figura 3. Diagrama Ley de Henry



$$p = H_e * c_s$$

Donde:

p = Presión parcial del Oxígeno <mm Hg>

c_s = Concentración de saturación de OD <ppm>

H_e = Constante de Henry <mm Hg/ppm>

La constante de Henry es la relación de la presión parcial de la fase gaseosa a la solubilidad del Oxígeno en la fase acuosa, una forma adimensional de la constante de Henry es:

$$H_e = 16 * \frac{PM}{T} * \frac{p}{c_s}$$

En la ecuación anterior:

PM = Peso molecular del Oxígeno <g/mol>

T = Temperatura del agua <K>

El valor de la concentración de saturación (C_s) del OD en el equilibrio con la Atmósfera depende de:

Temperatura

Salinidad

Presión

Una expresión que permite determinar la concentración de saturación del OD en el agua como función de la temperatura (sin salinidad) es:

$$\ln C_s = -139.34411 + \left(\frac{1.575701 e5}{T} \right) - \left(\frac{6.642308 e7}{T^2} \right) + \left(\frac{1.2438 e10}{T^3} \right) - \left(\frac{8.621949 e11}{T^4} \right)$$

Donde:

C_s = Concentración de saturación de OD <ppm>

T = Temperatura <K>

El efecto de la Salinidad o cloruros reduce el valor de la concentración de saturación la siguiente ecuación corrige el valor de saturación en presencia de Salinidad.

$$\ln C_{ss} = \ln C_s - S * \left(1.7674 e - 2 - \left(\frac{1.0754 e1}{T} \right) + \left(\frac{2.1407 e3}{T^2} \right) \right)$$

En esta ecuación:

C_{ss} = Concentración de saturación de OD corregida por la Salinidad

S = Salinidad <ppm>

$$S = 1.80655 * [Cl]^{-1}$$

[Cl] = Concentración de Cloruros en el agua <ppm>

Para algunos casos el efecto de la presión es importante y se expresa de la siguiente manera:

$$C_{sp} = C_{so} * P * \left[\frac{\left(1 - \left(\frac{P_{ww}}{P} \right) \right)^{\theta * P}}{\left(1 - \frac{P_{ww}}{P} \right)^{\theta}} \right]$$

Con:

C_{sp} = Concentración de saturación corregida a la presión <ppm>

C_{so} = Concentración de saturación al nivel del mar <ppm>

P_{ww} = Presión parcial de vapor

$$\ln P_{ww} = 11.8571 - \frac{3840.7}{T}$$

T = Temperatura <K>

$$\theta = 0.000975 - (4.26e-5 * T) + (6.436e-8 * T^2)$$

T = Temperatura <°C>

La presión barométrica puede ser estimada por:

$$P = P_0 - \frac{0.02667 * \Delta H}{760}$$

Para esta ecuación:

P_0 = Presión Barométrica en la estación cero (0) <mm Hg>

ΔH = Diferencia de altura entre la estación cero (0) y la estación que se está analizando <ft>

El cambio en la Saturación con la Altura puede ser aproximado por:

$$\%c_s = 100 - 0.0035 * H$$

Para:

$\%c_s$ = Porcentaje de la concentración con respecto a la concentración de saturación a nivel del mar.

H = Altura <ft>

Coeficiente de Reaireación

El coeficiente de transferencia de Oxígeno en aguas naturales depende de:

- Mezcla interna y turbulencia del cuerpo de agua debida a los gradientes de velocidad.
- Mezcla por acción del viento

- Temperatura
- Obstáculos en el río, cascadas, rápidos, etc.
- Películas superficiales

O'connors propone la siguiente ecuación para el cálculo del coeficiente de reaeración.

$$K_a = \frac{kL}{H} = \frac{(D_L * U)^{\frac{1}{2}}}{H^{\frac{3}{2}}}$$

D_L = Difusividad del Oxígeno a 20°C = 0.000081 ft²/h.

U = Velocidad promedio del río.

H = profundidad promedio del río.

Para ciertos tramos del río la profundidad H es tomada como la relación del volumen con el área superficial, para otros tramos es tomada como la relación del área superficial con el ancho del río.

Reemplazando el valor de D_L la ecuación queda.

$$K_a = 12.9 * \frac{U^{\frac{1}{2}}}{H^{\frac{3}{2}}}$$

Esta fórmula fue derivada de consideraciones teóricas tales como la renovación de la película de líquido a través de la turbulencia interna. Fue verificada originalmente para seis diferentes cuerpos de agua, en un rango promedio de profundidades de 1 a 30 pies (ft) y velocidades en el rango de 0.5 a 1.6 pies por

segundo (fps). Los valores de K_a encontrados estuvieron entre 0.05 día⁻¹ y 12.2 día⁻¹.

Churchill (1962) y su grupo obtuvieron la siguiente formulación empírica:

$$K_a = \frac{11.6 * U}{H^{1.67}}$$

Las condiciones para las cuales esta formulada esta ecuación son representativas de los ríos del área de tennessee, el rango de profundidades de los ríos fue de 2 a 11 pies (ft), el rango de velocidades fue de 1.8 a 5 pies por segundo (fps), significativamente mayores que el rango usado por O'connor y dubbins.

Tsivoglou (1968) trabajo en el río Jackson entre Covington y Clifton Forger, Virginia, donde las profundidades medias está entre 2 y 3 pies (ft) y las velocidades medias entre 0.3 y 0.6 pies por segundo (fps). El río es poco profundo y ancho, con disminuciones naturales de flujo. Observándose en este valores de K_a cercanos a 3.4 día⁻¹ a 20 °C.

Trabajos posteriores de Tsivoglou y wallace (1972) ampliaron la base de datos por medidas directas de la reaireacion y propusieron las siguientes expresiones.

$$K_a = 0.8 * U * S \quad 10 < Q < 300 \text{ cfs}$$

$$K_a = 1.8 * U * S \quad 1 < Q < 100 \text{ cfs}$$

K_a = Coeficiente de reaireación día⁻¹

S = Pendiente del río ft/milla

U = velocidad del río fps

Comparaciones más recientes hechas por Grant y Skavroneck (1980) indican que estas expresiones no son muy adecuadas para corrientes poco profundas.

Investigadores Británicos midieron velocidades de reaireación en corrientes bajo condiciones controladas donde una dosis de Sulfito (el Sulfito en el agua funciona como retenedor de oxígeno) era adicionada a la corriente, el tiempo de recuperación de Oxígeno Disuelto en la corriente es una medida de la velocidad de reaireación.

Owens (1964) combino los datos Británicos con los recogidos sobre el río Tennessee para dar como resultado la siguiente expresión:

$$K_a = \frac{21.6 * U^{0.67}}{H^{1.85}}$$

U = velocidad en fps.

H = profundidad en ft.

Owens sugiere esta ecuación para rangos de velocidad entre 0.1 y 5 pies por segundo (fps) y profundidades entre 0.4 y 11 pies (ft). Los valores de K_a encontrados por esta formula no difieren significativamente de los trabajos realizados por O'connor y Dubins.

En la práctica las formulas de O'connor y Dubins han formado una base razonable para el coeficiente de reaireación a través de pequeñas corrientes, esta ecuación aparentemente subestima el valor de K_a .

Para pequeñas corrientes ($Q < 10$ pies cúbicos por segundo (cfs) y $1 < H < 3$ pies (ft)) el trabajo de Tsvoglou aparentemente compara bien las velocidades de

reaireación observadas, para análisis de modelación de Oxígeno Disuelto dos (2) cambios se pueden sugerir.

Calculo de la sensibilidad de la respuesta del Oxígeno Disuelto (OD) a variaciones de K_a calculado de las diferentes formulas.

Medida directa del coeficiente de reaireación por las diferentes técnicas usadas para este fin.

Tsivoglou (1976) formulo la siguiente expresión:

$$K_a = \frac{C^* - h}{t_f}$$

K_a = coeficiente de reaireación en horas-1

C = constante de proporcionalidad en m-1

0.361 si $Q < 0.28 \text{ m}^3/\text{seg}$

0.262 si $0.8 < Q < 0.71 \text{ m}^3/\text{seg}$

0.177 si $Q > 0.71 \text{ m}^3/\text{seg}$

h = Cambio de elevación superficial en m

t_f = tiempo de traslación en horas.

Análisis de condiciones anaerobias

Algunos ríos y corrientes pueden estar fuertemente cargados de DBOC debido a que los puntos de vertimiento no tienen ningún tipo de tratamiento causando una fuerte disminución en el OD, es decir se alcanzan las condiciones anaerobias.

Gundelach y Castillo (1976) analizaron esta situación con algún detalle. Asumiendo que no hay otras fuentes de DBO y OD, una fuente puntual y $k_r = k_d$,

entonces la velocidad de cambio de DBOC corriente abajo será satisfecha por la velocidad a la cual el Oxígeno puede ser transferido a través de la superficie del agua y mezclado dentro del cuerpo de agua, por lo tanto:

$$\frac{dL}{dx} = \frac{-k_a * c_s}{U} \quad \text{Para } x_i \leq x \leq x_f$$

Para x_i y x_f el comienzo y el final de las condiciones anaerobias.

El comienzo de las condiciones anaerobias puede ser obtenido cuando $c = 0$ con la siguiente ecuación.

$$c = c_s - \left\{ \frac{k_d}{k_a - k_r} * \left[\exp\left(-k_a * \frac{x}{U}\right) - \exp\left(k_r * \frac{x}{U}\right) \right] \right\} * L_0 - (c_s - c_0) * \exp\left(-k_a * \frac{x}{U}\right)$$

Para un punto corriente abajo la siguiente ecuación permite determinar el perfil de DBOC.

$$L = L_i - k_a * c_s * \left(\frac{x - x_i}{U} \right)$$

Donde L_i es la concentración de DBOC en el punto en que se inician las condiciones anaerobias, x_i es la distancia en la que el OD se hace cero (0). El punto en el que el OD es suficiente para que las condiciones se puedan considerar nuevamente aerobias es dado por:

$$k_a * c_s = k_d * L_f$$

Donde L_f es la concentración de DBOC en el final de las condiciones anaerobias, el punto de recuperación aerobia es dado por:

$$x_f = x_i + \frac{U}{k_d} * \left(\frac{k_d * L_i - k_a * c_s}{k_a * c_s} \right)$$

Esta ecuación puede ser utilizada para calcular la longitud del cuerpo de agua que puede presentar condiciones anaerobias.

La formulación descrita para ambos casos (condiciones aerobias y anaerobias) fueron desarrolladas para la respuesta del OD debida a descargas de DBOC. Si la fuente de contaminación también descarga Nitrógeno Oxidable (N-org y N-NH₃) se puede dar nitrificación entonces una fuente adicional de consumo de OD debe ser incluida. Teniendo en cuenta que las bacterias nitrificantes son organismos estrictamente aerobios, la nitrificación no ocurre bajo condiciones de OD menores 1ppm. El caso anaerobio no debe incluir la nitrificación hasta que el OD no supere la concentración de 1 ppm. Considerando el Nitrógeno oxidable en términos de DBON, la ecuación adecuada para la distribución de DBON en el cuerpo de agua será:

$$L_N = L_{N0} * \exp\left(\frac{-k_N * x}{U}\right)$$

3.9.2 Determinación de velocidades de producción de Oxígeno por Fotosíntesis y consumo por Respiración

Para poder incluir dentro de las simulaciones de calidad del agua parámetros como el oxígeno producido por las plantas acuáticas gracias al proceso de fotosíntesis y el consumo de oxígeno por acción de la respiración que estas mismas realizan, se deben realizar ensayos con el propósito de determinar estos dos parámetros, el procedimiento de cálculo para determinar los velocidades de respiración y de producción de oxígeno por fotosíntesis se explica a continuación.

La ecuación general para el balance de Oxígeno disuelto en un volumen dado de agua y que considera la producción de Oxígeno por la Fotosíntesis que realizan las plantas acuáticas y la Respiración debida al fitoplancton y demás microorganismos presentes es:

$$V * \frac{dc}{dt} = K_a * (C_s - c) * V + P_a * V - R * V$$

Donde:

P_a = Producción de Oxígeno Disuelto por Fotosíntesis <ppm/día >

V = Volumen de agua <L>

R = Respiración promedio debida al fitoplancton y otros organismos presentes en el agua

Existen varios métodos para la estimación de la cantidad de Oxígeno producido en un cuerpo de agua debido a los procesos de Fotosíntesis y el Oxígeno consumido durante la noche por la respiración del fitoplancton y las algas, estos datos son necesarios para realizar el balance de Oxígeno Disuelto en una corriente de agua y se analizan de tal forma que represente una tasa de producción y de Consumo por unidad de tiempo.

Existen tres métodos principales de estimación de estas velocidades y son:

Medida directa de Oxígeno Disuelto usando el método de las botellas claras y oscuras.

Estimación de niveles de clorofila observados.

Medidas de los rangos diurnos de Oxígeno Disuelto.

El segundo método estima la producción y respiración para cuerpos de agua donde el fitoplancton (las plantas microscópicas dispersas), son la principal fuente de Oxígeno. En algunos cuerpos de agua, las plantas acuáticas y las algas pueden contribuir sustancialmente al Presupuesto de Oxígeno. Los métodos uno (1) y tres (3) pueden ser usados para estimar la producción de OD debido al fitoplancton y también a las plantas y el perifiton.

El método de las botellas claras y oscuras usa la idea de la exposición de las plantas acuáticas a las condiciones de luz natural midiendo el cambio (incremento) en el OD como una estimación de la producción fotosintética, y las botellas oscuras tiene como fin simular las condiciones nocturnas de oscuridad que es el periodo en el que las plantas no realizan fotosíntesis y toman oxígeno para su respiración midiendo el cambio (disminución) en el OD como estimación de la respiración debida al fitoplancton, las algas y las bacterias.

El análisis de la botella oscura incluye la toma de OD debida a las bacterias y se puede corregir para estimar la Respiración debida solo a las plantas (ecuación 3a), la Diferencia de las medidas de las dos velocidades (botella clara y botella oscura) estará dando una medida de la producción de OD.

Para determinar estas velocidades para el fitoplancton en la columna de agua, una serie de botellas son suspendidas en el cuerpo de agua espaciadas entre si a través de la zona de mayor influencia de luz, que es la zona de la superficie que se encuentra un 1% debajo de la luz superficial. (Esta depende del coeficiente de extinción superficial).

Las botellas claras son fijadas para una profundidad del río dada, el OD disuelto es medido en el tiempo cero (0) (DO_0), y las botellas son entonces suspendidas en el río, un procedimiento similar es realizado para las botellas oscuras, después para periodos de tiempo iguales las botellas son retiradas y el OD se mide

nuevamente (DO_t), este procedimiento puede ser realizado con un oxímetro de membrana o con un análisis rápido de campo.

Los datos tomados de la botella clara son una estimación de la producción de Oxígeno neta que es:

$$P_{net} = p' - R = \left(\frac{OD_t - OD_0}{t} \right) * \frac{24h}{1día}$$

Donde:

OD_t = Oxígeno Disuelto al final del muestreo en la botella clara <ppm>

OD_0 = Oxígeno Disuelto al inicio del muestreo en la botella clara <ppm>

t = periodo de tiempo que transcurre en el muestreo

Las medidas de la botella oscura son la pérdida de OD debidas a la respiración del fitoplancton, la Respiración total durante el análisis esta dada por:

$$R = \left(\frac{OD_0 - OD_t}{t} \right) * \frac{24h}{1día}$$

Para esta ecuación:

OD_0 = Oxígeno Disuelto al inicio del muestreo en la botella oscura <ppm>

OD_t = Oxígeno Disuelto al final del muestreo en la botella oscura <ppm>

t = Periodo de tiempo que transcurre en el muestreo

Si se tiene en cuenta el consumo de OD debido a la degradación de materia orgánica oxidable la ecuación anterior queda:

$$R = \left(\frac{OD_0 - OD_t}{t} - K_d * L_0 \right) * \frac{24h}{1día}$$

En esta ecuación:

K_d = Constante de degradación de materia orgánica oxidable

L_0 = Concentración inicial de materia orgánica oxidable

Asumiendo una variación sinusoidal de la intensidad de la luz solar, el promedio diario de producción de OD por fotosíntesis esta dado por:

$$p_a = p' * \left(\frac{2 * \left(\frac{t_2 - t_1}{24h} \right) * \frac{1día}{24h}}{\cos\left(\frac{t_2 * \pi}{13}\right) - \cos\left(\frac{t_1 * \pi}{13}\right)} \right)$$

Para esta ecuación p' esta dado por:

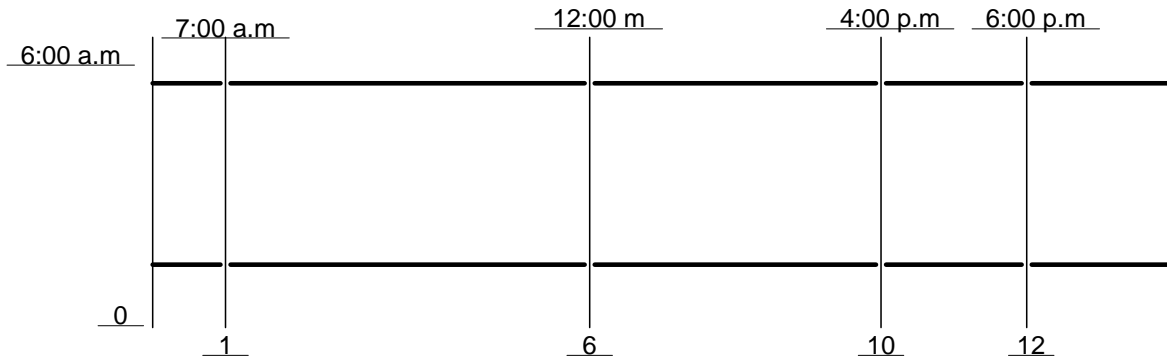
$$p' = p_{net} + R$$

Los cósenos del denominador de las ecuaciones están en radianes y el valor constante del denominador del coseno (13) es el foto periodo.

Los valores de t_1 y t_2 se determinan tomando como referencia que a las seis de la mañana es la hora cero y a las siete de la noche la hora trece.

En la figura 4 que aparece a continuación permite calcular las variables t_1 y t_2 que se requieren en la ecuación (4) para el cálculo de la velocidad de producción de Oxígeno Disuelto en el transcurso de un día.

Figura 4. Cálculos de las t_1 y t_2



La información que fue suministrada representa los principios fundamentales de la simulación matemática de calidad del agua empleando el modelo propuesto por Streeter y Phelps, basado en estas ecuaciones se realiza la hoja de cálculo que permitirá al usuario tener una idea del comportamiento de la calidad del agua de un cuerpo de agua lotico superficial.

3.9.3 Demanda de Oxígeno de los Sedimentos

La descarga de contaminantes sedimentables puede dar como resultado la formación de bancos de lodos o depósitos de material orgánico inmediatamente después de la salida de una descarga. Estos depósitos pueden ser estables si las velocidades de flujo son muy bajas previniendo que estos lodos se escurran en el río o estuario. Como la profundidad de los depósitos tiende a incrementarse con el tiempo, la descomposición anaerobia de la materia orgánica en las partes más profundas del lecho de lodos comienza. Los productos de esta descomposición son: CO_2 , CH_4 y H_2S , los cuales preceden de la descomposición anaerobia de los lodos y que atraviesan la columna de agua, si la producción de gas es especialmente alta, se puede presentar la flotación de los lodos, ocasionando un serio problema estético y la posible disminución del Oxígeno Disuelto. La superficie de los lodos iniciales del depósito en contacto directo con el agua

usualmente sufren un proceso de degradación aerobia y en el proceso y remueven oxígeno del agua de la corriente.

Para algunos ríos y estuarios, la deposición de sólidos ocurre solamente durante las épocas de bajos flujo en verano y los meses secos cuando las velocidades son bajas. Los altos flujos durante los meses u años siguientes pueden hacer escurrir y limpiando y reduciendo el problema hasta que las velocidades de flujo se incrementen nuevamente. Los casos intermedios donde los altos flujos pueden hacer escurrir solamente una porción de los depósitos son comunes, en estos casos solo se oxida una porción y entonces el material se redeposita en otra locación.

La demanda de Oxígeno de los sedimentos no siempre puede deberse a vertimientos de alcantarillas y lodos industriales, los residuos orgánicos solubles favorecen el crecimiento de bacterias filamentosas tales como los espaerolitos los cuales pueden consumir cantidades sustanciales de oxígeno.

La condición del fondo de las corrientes de agua puede variar dependiendo de la profundidad de los depósitos según su origen, ya sea alcantarillado o industrial, a cuerpos de aguas con depósitos de sedimentos poco profundos y finalmente lechos de fondo de ríos y quebradas con piedras limpias y arena.

La utilización del oxígeno por parte de los sedimentos estará dependiendo de la cantidad de materia orgánica presente en estos y del tipo de comunidad béntica.

La demanda de Oxígeno de los sedimentos puede ser medida de dos formas, in situ y en laboratorio.

La medida in situ se realiza con una cámara que se sumerge en el agua de la corriente y se introduce hasta el fondo de manera que se penetre la capa de

sedimentos, después se monitorea el comportamiento del Oxígeno disuelto con respecto a tiempo y al área de la cámara para muestreo, el resultado se reporta como g de O₂/(m²*día).

El método de laboratorio consiste en tomar una muestra de sedimentos del fondo del río, procurado no alterar la conformación del sedimento, el sedimento se introduce en un recipiente que contenga agua que ha sido saturada con oxígeno disuelto y se monitorea el comportamiento del oxígeno disuelto con el tiempo, después se realiza el cálculo de la tasa de consumo de oxígeno disuelto (velocidad de consumo) y finalmente se divide el resultado entre el área de sedimentos que está en contacto con el agua, el resultado se reporta en g de O₂/(m²*día).

$$S'_B = \frac{S_B * A_B}{V} = \frac{S_B}{H} = \frac{S_B}{\frac{A}{P_H}} = \frac{S_B}{R_H}$$

Donde:

S_B = Demanda de Oxígeno de los sedimentos <M/(L²*T)>

A_B = Área de contribución al consumo de Oxígeno <m²>

V = Volumen de la columna de agua sobre los sedimentos <m³>

2.9.3.1 Balance para Sólidos Suspendidos

Los sólidos en la columna de agua de un río representan el balance entre el asentamiento y la resuspensión. Asumiendo en segmento de río con parámetros constantes de asentamiento y deposición, el balance de masa en este segmento será:

$$\frac{dm_1}{dx} = \frac{-v_s * m_1}{H_1 * U} + \frac{v_u * m_2}{H_1 * U}$$

En esta ecuación:

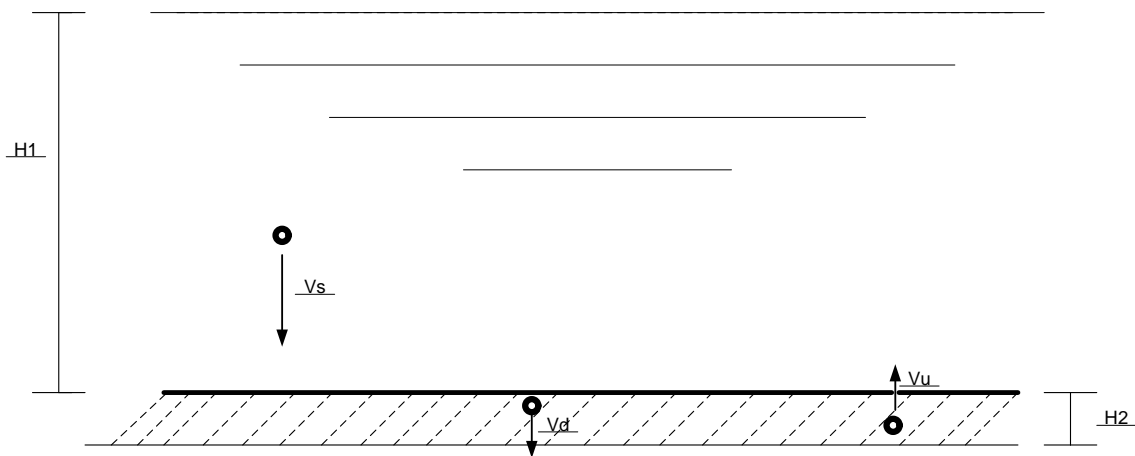
m_1 = Concentración de sólidos en la columna de agua.

m_2 = Concentración de sólidos en el lecho de sedimentos.

H_1 = Profundidad promedio del río.

v_s = Velocidad de sedimentación de los sólidos presentes en el agua.

v_u = Velocidad de resuspensión de los sólidos presentes en el lecho de sedimentos.



$$0 = v_s * m_1 - v_u * m_2 - v_d * m_2$$

La ecuación para sólidos en la columna de agua es:

$$\frac{dm_1}{dx} = \frac{-v_n * m_1}{H_1 * U}$$

En esta ecuación v_n es la velocidad de pérdida total de sólidos en un segmento de río, esta expresión de pérdida es la misma que para un lago perfectamente mezclado y está dada por:

$$v_n = \frac{v_s * v_d}{v_u + v_d}$$

Si v_n tiende a cero (0) es porque v_u es muy grande e indica que la concentración de sólidos en la columna de agua (m_1) es casi constante este es el caso para pequeñas corrientes donde v_n es aproximadamente cero (0).

Si v_n es mayor que cero (0) es porque v_u tiene un valor significativo y entonces la concentración de sólidos en la columna de agua es función de la profundidad del río, la velocidad y la distancia recorrida este es el caso para corrientes mayores y mas profundas.

Durante ciertas condiciones para algunos segmentos de ríos, un incremento de sólidos puede ocurrir corriente abajo por acción de entradas de sólidos debidas a drenajes, erosión y extracción de material de arrastre.

Los sólidos también pueden ser suplidos por el lecho de sedimentos a través de la erosión neta. En algunos casos la concentración de sólidos en el sedimento puede ser especificada como una constante espacial en la ecuación de balance para la columna de agua, O'connor (1985) y Delos (1984) proponen la siguiente solución para un valor espacial constante en la concentración de sólidos del lecho de sedimento (m_2).

$$m_1 = m_1 \left(\right) * EXP \left(\frac{-v_s * x}{H_1 * U} \right) + \left(\frac{v_u * m_2}{v_s} \right) * \left[1 - EXP \left(\frac{-v_s * x}{H_1 * U} \right) \right]$$

Esta ecuación muestra el balance entre el asentamiento (no el asentamiento neto) y resuspensión, si $m_1(0)$ es pequeño entonces el perfil de sólidos sedimentables tiende a el valor estable de $x = \infty$ será de:

$$m_1(\infty) = \frac{v_u * m_2}{v_s}$$

Si m_1 es estimado del perfil de sólidos y m_2 y v_s son especificados, entonces v_u (velocidad de resuspensión) puede ser calculada. O'connor (1985) sugiere usar este procedimiento en el análisis de perfiles de sólidos para estimar v_u por extrapolación corriente abajo de $m_1(\infty)$.

La región de erosión neta puede ser analizada por la calibración de un modelo para sustancias toxicas en un río, entonces los tóxicos pueden ser depositados durante un periodo de bajo flujo lento y entonces ser sujeto a erosión neta durante un periodo de alto flujo.

4. SIMULACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE MICROORGANISMOS

4.1 CONDICIONES PARA LA DEGRADACIÓN DE COLIFORMES

Es apropiado comenzar la exploración de un problema de calidad del agua con un estudio del impacto de las bacterias y otros organismos que pueden causar enfermedades contagiosas, la importancia de este análisis esta en:

La cinética de las vías de muerte de las bacterias es usualmente considerada de primer orden.

Es el más antiguo problema de contaminación del agua, y se a descubierto que existe una relación entre las aguas contaminadas y algunas enfermedades contagiosas.

La transmisión de enfermedades residentes en el agua (Gastroenteritis, Cólera, Fiebre Tifoidea, Disentería Amebiana entre otras) ha sido materia de interés durante muchos años. El impacto debido a las altas concentraciones de enfermedades producidas por organismos es significativo en el uso del agua.

Las descargas a los cuerpos de agua pueden ser continuas o intermitentes durante épocas de lluvia cuando altas concentraciones de bacterias patógenas son descargadas de escurrientías urbanas y sobre flujos de servicios combinados.

La forma más común de transmisión de enfermedades es la ingestión directa de aguas y comidas contaminadas y también la exposición a personas y animales infectados, algunas infecciones en la piel, ojos, nariz, boca entre otros pueden ser el resultado de la inmersión en aguas también contaminadas.

El énfasis primario en la calidad del agua se ha centrado en el grupo de las bacterias Coliformes, esto se debe a que el grupo coliforme cumplen con muchos requisitos para ser indicadores de calidad del agua por ejemplo:

Son fácilmente detectables por análisis de laboratorio.

Generalmente no se presenta en aguas no polucionadas.

El número de bacterias tiende a ser correlacionado con la extensión de la contaminación del agua.

Por lo general el grupo de bacterias coliformes se toma como un indicador de aguas contaminadas por heces humanas y de otros animales de sangre caliente.

Este grupo de bacterias (CT) comprime todas las bacterias aerobias, anaerobias, facultativas, gram negativas, no formadoras de esporas, que fermentan lactosa con formación de gas y que pueden vivir a 35°C durante 48 horas, la Escherichia Coli es una bacteria de este grupo.

El grupo de bacterias coliformes fecales son indicadoras de contaminación por vertimientos que contienen materia fecal humana y de otros organismos de sangre caliente. El análisis de CF se realiza a 44.5°C temperatura a la cual las bacterias de origen no fecal son eliminadas.

El grupo de bacterias estreptococos fecales (SF) incluye varias especies de estreptococos y su hábitat normal es el intestino de los humanos y otros animales, los ejemplos incluyen estreptococos fecales propios del intestino humano, estreptococos bovinos y estreptococos equinos los cuales se encuentran en los intestinos de las vacas y caballos respectivamente.

Para determinar la presencia de organismos patógenos se han realizados numerosas investigaciones y se a determinado una relación entre entre la

concentración de CF y salmonela. Geldreich (1978) analizo los resultados para una serie de aguas de estuarios e indico que para concentraciones de CF menores que 200 Org/100 ml, la posibilidad de encontrar salmonella en el agua está entre el 6.5% y 31% de las muestras analizadas, como sea a concentraciones mayores de 1000 Org/100 ml, la frecuencia de aparición de salmonela en las muestras es el doble.

En general a niveles de CF menores de 200 Org/100 ml, la presencia de salmonela será menor del 30% y para niveles de CF mayores de 1000Org/100 ml, la presencia de salmonela estará en un rango mayor del 95% de las muestras analizadas.

La relación entre CT y la presencia de coliformes no se tiene en cuenta por ser cualitativa, la determinación de CT ha sido utilizada durante muchos años en la determinación de aspectos sanitarios de calidad del agua. Pero debido a la dificultad asociada con la determinación de bacterias no fecales en el análisis de coliformes fecales y estreptococos fecales, Como regla general, los niveles de CF son aproximadamente el 20% de la concentración de CT.

La relación entre CF y SF a mostrado ser un buen indicador del origen da las bacterias como de origen humano o de algún otro organismo de sangra caliente.

La supervivencia y distribución de las bacterias y otros organismos en aguas naturales depende del tipo particular del cuerpo de agua.(Corriente, Lago, Estuario) y otros fenómenos asociados que influyen en el crecimiento y muerte de los organismos. Los factores que influyen en la cinética de los organismos patógenos después de la descarga a un cuerpo de agua son:

Luz Solar

Temperatura

Salinidad

Predación

Deficiencia de Nutrientes

Sustancias Tóxicas

Resuspensión de partículas con organismos absorbidos

Estos factores pueden estar presentes en diferentes grados dependiendo de la situación específica.

La distribución resultante de la concentración de organismos se estará reflejando en pérdida neta (o incremento) de los organismos como una función de los organismos en el cuerpo de agua.

4.2 RÍOS Y QUEBRADAS

Para ríos y Quebradas la distribución corriente abajo de bacterias está dada por:

$$\frac{dN}{dx} = \frac{-K_b * N}{U}$$

Donde:

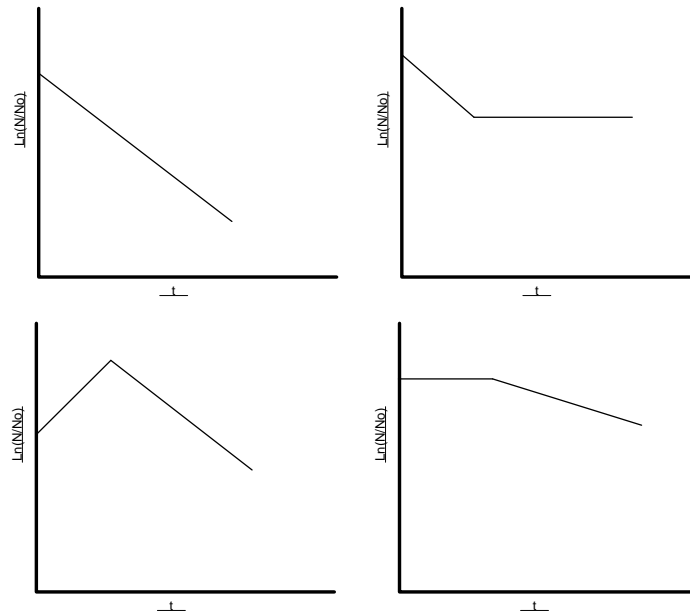
K_b = Constante cinética para la disminución o incremento de Bacterias y depende de varias situaciones particulares en el cuerpo de agua.

N = Concentración de bacterias en el cuerpo de agua <Org/100 ml> o <Org/ml>.

Se debe tener en cuenta que el valor de K_b es variable para cada cuerpo de agua particular y además es un coeficiente global es decir involucra todos los demás mecanismos de aumento (o pérdida) de Bacterias.

Las figura 5 que aparecen a continuación permiten tener una idea de la forma en la cual la constante cinética K_b puede variar de un cuerpo de agua a otro y de las características del régimen hidráulico de la corriente.

Figura 5 Constante Cinética K_b



4.3 OXIDACIÓN DE SUSTANCIAS TOXICAS

La pérdida total de sustancias toxicas puede ser determinada de dos (2) maneras principales que son:

Teniendo como base datos de laboratorio

Teniendo como base consideraciones teóricas.

Para la estimación teórica de v_t (velocidad total de perdida de sustancia químicas en el cuerpo de agua) se deben tener en cuenta tres niveles de complejidad en cuanto a la interacción de los sedimentos y que pueden ser identificados con algunas suposiciones.

4.3.1 Velocidad de pérdida de químicos disueltos con interacción de los sedimentos

Nivel de análisis 1

$$K_1 = K_2$$

$$k_{d2} = 0$$

Parámetros que deben ser conocidos:

v_n = velocidad neta de pérdida de sólidos

K_1 = Coeficiente de partición de tóxicos en el cuerpo de agua

m_1 = concentración de sólidos en el cuerpo de agua

Si se asume que el coeficiente de partición en la columna de agua es el mismo que en el lecho de sedimentos y que la velocidad de pérdida de sustancia en el sedimento es cero (0), se está diciendo que la concentración de la sustancia toxica en forma de partículas es igual en el cuerpo de agua y en el lecho de sedimentos. Esto demuestra que:

$$r_1 = r_2$$

La velocidad de pérdida total es:

$$v_T = v_{Td} + v_{Ts} = \left(v_l + K_{d1} * H_1 \right) * f_{d1} + v_n * f_{p1}$$

Donde v_n es la pérdida neta de sólidos.

Para el caso en el que no hay volatilización (tal como en el caso de los metales pesados y sustancias radiactivas de larga vida media) la velocidad de pérdida total está dada simplemente por:

$$v_T = v_n * f_{p1}$$

La cual dice que la velocidad total de pérdida simplemente es la velocidad neta de pérdida de SS por la fracción de sustancia particulada, si se dispone de una estimación del flujo neto de sedimentación de sólidos F_s se puede plantear que:

$$F_s = v_n * m_1$$

Entonces la pérdida de químicos de la fracción particulada será:

$$v_{Ts} = \frac{\eta_1 * F_s}{1 + \eta_1 * m_1}$$

La ecuación anterior es también usada si la pérdida neta del químico trazador es conocida (como en el caso de sustancias radiactivas) de datos observados o de otros análisis.

Entonces cualquier velocidad total de flujo F_s para una concentración de sólidos conocida en el agua puede ser calculada para flujos de sedimentación conocidos y la concentración efectiva de sólidos puede ser calculada, esta cantidad puede entonces ser usada para cualquier otro químico en el cuerpo de agua que se esta analizando.

Nivel de análisis 2

$$\eta_1 \neq \eta_2$$

$$k_{d2} = 0$$

Parámetros que deben ser conocidos:

v_n = Velocidad neta de pérdida de sólidos

η_1 = coeficiente de partición de tóxicos en el cuerpo de agua

m_1 = concentración de sólidos en el cuerpo de agua

η_2 = coeficiente de partición de sólidos en el lecho de sedimentos

m_2 = concentración de sólidos en el lecho de sedimentos

v_s = velocidad neta de sedimentación

k_f = velocidad de difusión del sedimento

En este nivel de análisis se concederá que los coeficientes de distribución son diferentes y que la velocidad de pérdida de químicos en el sedimento es cero (0), la razón por la que exista el nivel dos (2) de análisis es que algunos metales y algunos químicos orgánicos recalcitrantes (por ejemplo los PCB) aparentan disminuir muy lentamente en los sedimentos anaerobios, la velocidad de decaimiento el sedimento es particularmente difícil de determinar fuera de laboratorio o con experimentos fidedignos. Por lo tanto se tiene que la velocidad neta de pérdida de químicos está dada por:

$$v_{Ts} = v_n * \left[\frac{v_s * f_{p1} + k_f * f_{d1}}{v_s + \left(\frac{f_{d2} * m_2 * k_f}{m_1} \right)} \right]$$

Los parámetros adicionales que deben ser especificados son m_2 y η_2 (para poder determinar f_{d2} , fracción de químico disuelto en el lecho de sedimentos), v_s y k_f , nótese que la profundidad del lecho de sedimentos (H2) no debe ser especificada, note también que si $v_n = 0$ entonces $v_{Ts} = 0$.

4.3.2 Determinación de la velocidad de resuspensión.

Tomando como base la ley de Stokes:

$$v_s = \frac{g}{18} * \left(\frac{\rho_s - \rho}{\mu} \right) * d^2$$

Donde:

d = diámetro de partícula

μ = viscosidad cinemática = 0.014g/(cm*s)

ρ_s = densidad de la partícula

ρ = densidad del agua

g = gravedad = 981 cm/seg²

Velocidad de difusión del sedimento

Es la resistencia al intercambio a través de la interfase agua – sedimento, esta dada por la siguiente ecuación:

$$k_f = \frac{D_2}{\phi_2 * \delta_2}$$

Donde:

D_2 = coeficiente intersticial de difusión del agua

δ = longitud característica sobre la cual el gradiente existe en la interfase agua – sedimento

ϕ = porosidad de los sedimentos

El orden de D_2 es a nivel de difusión molecular (10e-5 cm²/seg o 1 cm²/día), usando $\delta=1$ cm, Di Toro (1981) sugiere:

$$k_f = 19 * \phi_2 * M^{\frac{-2}{3}}$$

Un rango de valores típicos para k_f está entre 0.1 y 1cm/día.

Nivel de análisis 3

$$\eta_1 \neq \eta_2$$

$$kd_2 \neq 0$$

Parámetros que deben ser conocidos:

v_n = Velocidad neta de pérdida de sólidos

η_1 = coeficiente de partición de tóxicos en el cuerpo de agua

m_1 = concentración de sólidos en el cuerpo de agua

η_2 = coeficiente de partición de sólidos en el lecho de sedimentos

m_2 = concentración de sólidos en el lecho de sedimentos

v_s = velocidad neta de sedimentación

k_f = velocidad de difusión del sedimento

H_2 = profundidad del lecho de sedimentos

Todas las ecuaciones para la determinación de v_{Ts} pueden ser usados ahora, esto denota que H_2 , debe ser especificada, esta es la primera vez que este parámetro se requiere.

Di Toro indica que la velocidad de disminución de los sedimentos esta probablemente en el rango de 0.001 a 0.1día⁻¹, las velocidades por debajo de 0.001día⁻¹ son despreciables, pero las velocidades cercanas a 0.1 día⁻¹ son significativas y deben ser tomadas en cuenta.

4.3.3 Velocidad de pérdida de químicos disueltos (v_{Td})

$$v_{Td} = \left(K_{d1} * H_1 + k_l \right) f_{d1}$$

$$K_{d1} = K_p + K_H + K_B$$

La determinación de v_{Td} está ligada a la estimación de los siguientes mecanismos:

Volatilización.

Fotólisis.

Hidrólisis.

Biodegradación.

Volatilización: se refiere a la parte de la sustancia que se está perdiendo a la atmósfera por transferencia a través de la volatilización.

$$V_1 * \frac{dc_{T1}}{dt} = k_l * A * \left(\frac{c_g}{H'_E} - f_{d1} * c_{T1} \right)$$

$$\frac{1}{k_l} = \frac{1}{K_l} + \frac{1}{K_g * H_e}$$

K_l = Coeficiente de transferencia de masa del lado del líquido (L/θ)

K_g = Coeficiente de transferencia de masa del lado del gas (L/θ)

$$H'_e = \frac{p}{c_w}$$

p = Presión parcial de la sustancia en el equilibrio (Atm)

c_w = concentración de la sustancia en el gas (mol/m³)

$$H_e = \frac{H'_e}{R * T}$$

R = Constante universal de los gases 8.206*10⁻⁵ (Atm*m³)/(mol*K)

$$H_e = \frac{c_g}{c_w}$$

c_g = Concentración en la fase gaseosa

c_w = Solubilidad de la sustancia en el agua

$$K_l = \left[\frac{D_l}{D_L} \right]^n * K_L$$

K_L = velocidad DE transferencia de Oxígeno a la temperatura ambiente del agua
<M/s>

D_l = Difusividad del toxico en el agua

D_L =Difusividad del oxígeno en el agua

n = Constante de proporcionalidad, $n \cong 0.5$, $0.5 \leq n \leq 1$

Simplificando:

$$k_l = 0.655 * K_L$$

También se puede determinar K_l así:

$$K_l = 0.17 * c_d * \left(\frac{D_l}{\nu_l} \right) * U_w$$

c_d = Concentración del toxico disuelto corregido con la porosidad

D_l = Difusividad del toxico en el agua <m²/s>

ν_L = Viscosidad cinemática del agua (0.1 cm²/s)

U_w = Velocidad del viento <m/s>

$$K_g = 0.001 * \left(\frac{D_g}{\nu_g} \right)^{0.67} * U_w$$

D_g = Difusividad del toxico en el aire <cm²/s>

ν_g = Viscosidad cinemática del aire (\cong 0.15 cm²/s)

$$\frac{D_g}{D_{mw}} = \left(\frac{18}{PM} \right)^{\frac{1}{2}}$$

D_{mw} = difusividad del vapor de agua en el aire (\cong 0.239 cm²/s)

$$K_g = 168 * \left(\frac{18}{PM} \right)^{\frac{1}{4}} * U_w$$

K_g <m/día>

Fotolisis: La velocidad de pérdida de la sustancia por Fotolisis depende de:

La absorción espectral de las sustancias, la radiación solar entrante, que depende de condiciones meteorológicas y geográficas, La penetración y atenuación de la radiación solar entrante a diferentes profundidades del agua La fracción de fotones absorbidos como función de la reacción dada.

La ecuación general que describe el proceso de degradación por Fotolisis es:

$$\frac{dc_d}{dt} = -K_p * c_d$$

Donde:

K_p = Velocidad de degradación por Fotolisis $\langle s^{-1} \rangle$

Ahora bien K_p se obtiene como:

$$K_p = K_{dp} + K_{sp}$$

En esta ecuación:

K_{dp} = Velocidad de Fotolisis directa

K_{sp} = Velocidad de Fotolisis indirecta que da como resultado una molécula con exceso de energía que se transfiere a otra molécula

El valor de K_p es función de K_{d0} , I'_0 , I_{av} , en este caso:

K_{d0} = Velocidad directa de Fotolisis en la superficie cercana

I'_0 = Intensidad de la luz a la cual se calculo K_{d0}

I_{av} = promedio de intensidad de luz disponible en la profundidad del cuerpo de agua

I_{av} es función de K_e , H , I_0 , donde K_e es el coeficiente de extinción de la luz $\langle m^{-1} \rangle$

La intensidad de la luz se expresa como:

$$I = I_0 * \text{EXP}(-K_e * H)$$

$$I_{av} = \frac{I_0}{K_e * H} * [1 - \text{EXP}(-K_e * H)]$$

$$\frac{K_e}{m_1} \cong 0.3 - 0.8 \left(\frac{L}{mg * m} \right)$$

$$K_p = K_{d0} * \frac{I_0}{I'_0} * \frac{D}{D_0} * \left\{ \frac{1 - \text{EXP} \left[-K_e * \lambda_{\max} * H \right]}{K * \lambda_{\max} * H} \right\}$$

En la ecuación anterior:

D = Función de distribución de radiación (1.2 – 1.6)

D₀ = Función de distribución de la superficie cercana (1.2)

$$\frac{D}{D_0} \cong 1.33$$

K_e * λ_{max} = Coeficiente de atenuación de la luz

λ_{max} = Longitud de onda de la máxima radiación de luz

Ejemplo:

$$K_{d0} \text{ Naftaleno} = 0.23 \text{ día}^{-1}, \quad \lambda_{\max} = 310 \text{ nm}$$

$$K_{d0} \text{ Benzopireno} = 31 \text{ día}^{-1}, \quad \lambda_{\max} = 380 \text{ nm}$$

Hidrólisis: Es la reacción de las sustancias químicas con el agua, La Hidrólisis es una reacción de segundo orden por que depende de la concentración de iones H⁺ y OH⁻. En aguas naturales la Hidrólisis puede ser un proceso de degradación Bioquímico (Hidrólisis Enzimática).

El problema básico es la extrapolación de las velocidades de Hidrólisis calculadas en laboratorio ya que por lo general son ensayos realizados en aguas destiladas

con condiciones ambientales, con asociaciones de potenciales interacciones con químicos orgánicos, metales pesados y la biota natural.

La ecuación general que define este fenómeno es:

$$\frac{dc_d}{dt} = -K_H * c_d$$

$$K_H = -K_n + K_a * [H^+] + K_b * [OH^-]$$

K_n = Velocidad de Hidrólisis neutra <día⁻¹>

K_a = Constante de velocidad de Hidrólisis catalizada por ácidos <mol/día>

K_b = Constante de velocidad de Hidrólisis catalizada por Bases <mol/día⁻¹>

$[H^+]$ = Concentración molar de iones Hidrógeno

$[OH^-]$ = concentración Molar de iones Hidroxido

En algunos libros se encuentran valores de K_n , K_a , K_b . K_H tiene valores entre 10⁻¹ y 10⁻⁷ día⁻¹.

Biodegradación: En este proceso las sustancias químicas son degradadas por la acción metabólica de las bacterias.

Cinética de Monod: Si la comunidad biológica se adapta a las sustancias (como se puede presumir cuando hay una descarga continua), entonces la degradación de los compuestos se realiza por las bacterias las cuales los toman como una fuente única de Carbono, esta cinética se puede expresar de la siguiente manera:

$$\frac{dc_d}{dt} = \frac{1}{Y} * \frac{dB}{dt} = \left[\frac{\mu_{max}}{Y} * \frac{c_d}{K_s + c_d} \right] * B$$

Para esta ecuación:

B = Concentración de Microorganismos <Celulas/L>

Y = Concentración de sustrato <ppm>

μ_{\max} = Máxima velocidad específica <seg⁻¹>

K_s = Constante de saturación a la mitad del consumo

Si se asume que $c_d \ll K_s$ la ecuación se puede retomar como:

$$\frac{dc_d}{dt} = -\left(\frac{\mu_{\max}}{Y * K_s} * B\right) * c_d$$

$$K_{B2} = \frac{\mu_{\max}}{Y * K_s} \quad \frac{\text{Celulas}}{L * s}$$

Si existen Fuentes adicionales de Carbono la ecuación se puede aproximar a:

$$\frac{dc_d}{dt} = -K_B * c_d$$

$$K_{B \text{ Diazon}} = 0.016 \text{ día}^{-1}$$

$$K_{B \text{ Fenol}} = 4 \text{ día}^{-1}$$

El valor de K_B se corrige para la temperatura como:

$$K_{B \text{ } T} = K_{B \text{ } 20} * \theta^{(T-20)}$$

θ toma valores entre 1.04 y 1.095

El IDEAM a empleado los principios de modelación referenciados en este documento para generar un indicador de calidad del agua referente a la capacidad de asimilación de materia orgánica que una corriente de agua puede llegar a tener y

también para predecir la máxima carga orgánica que las corrientes de agua pueden soportar antes de alcanzar las condiciones críticas de calidad referido principalmente al oxígeno Disuelto.

A continuación se presenta lo planteado en el SIAC (Sistema de Información Ambiental de Colombia), este documento consta de tres tomos, Tomo I (conceptos), Tomo 2 (Indicadores), Tomo 3 (Perfil), estos documentos fueron publicados por el IDEAM en julio de 2002.

SIAC- tomo 2- indicadores. Pagina 80.

Potencial de asimilación de carga orgánica en corrientes superficiales.

Definición: Capacidad de la corriente superficial para depurar la carga orgánica biodegradable que puede ingresar en diferentes épocas, tanto en condiciones de caudal medio como para caudal mínimo. Se expresa como la relación entre la concentración de demanda bioquímica de oxígeno DBO5 medida en el cuerpo receptor del vertimiento y la calculada como máxima permisible que correspondería a una concentración de oxígeno disuelto mínimo definida como la meta de calidad en el punto crítico (4 a 5 mg/l). Esta capacidad se considera suficiente o adecuada cuando el resultado de la relación es menor o igual a 1.

Este indicador refleja la capacidad de resiliencia o autorecuperación de las aguas superficiales frente a la materia orgánica biodegradable, componente mayoritario en los vertimientos domésticos e industriales de países en desarrollo como Colombia. Este indicador no analiza el efecto que causa otro tipo de compuestos de naturaleza tóxica, persistente, acumulativa o de interés sanitario que pueden ser determinantes en la alteración del recurso hídrico. Para escenarios locales con la identificación detallada de presiones por vertimientos con alto contenido de materia orgánica biodegradable asociada a fuentes puntuales (domésticas e

industriales) en las corrientes priorizadas por la autoridad ambiental, la magnitud de la relación puede orientar para pactar metas de reducción de contaminación con los sectores involucrados en el deterioro del recurso.

Además permite tomar decisiones regionales y constituye un insumo importante al identificar las zonas críticas y de prioridad para estudios más detallados, monitoreo e inversiones específicas.

La fórmula del indicador es:

$$I_{DBO_5} = \frac{DBO_{5_{medida}}}{DBO_{5_{Maxima\ Permisible}}}$$

El modelo simple de Streeter-Phelps se basa en un balance de masas y relaciona dos de los mecanismos principales que gobiernan el contenido de oxígeno disuelto en una corriente que recibe vertimientos: la descomposición de la materia orgánica biodegradable y la reaireación, permitiendo evaluar el efecto de una descarga puntual de vertimientos orgánicos biodegradables en el oxígeno disuelto de una corriente. Su aplicación se orienta a establecer el punto crítico en el cual se ocasionan aguas abajo de la descarga, la mayor reducción del oxígeno disponible y a partir del cual, por reaireación, empezaría el proceso de autorecuperación de la corriente.

Calculo de $DBO_{5_{Maxima\ Permisible}} = L_{oMax}$

$$t_c = \frac{1}{K_a - K_d} * Ln \left[1 - \left(\frac{(K_a - K_d) * D_o}{K_d * L_o} \right) \right]$$

$$L_{o_{Max}} = \frac{K_a - K_d}{K_d} * \left[\frac{OD_{sat} - OD_{Critico} - D_o * e^{-K_a * t_c}}{e^{-K_d * t_c} - e^{-K_a * t_c}} \right]$$

Aplicando la fórmula del indicador se establecen las condiciones del cuerpo de agua superficial que se está estudiando, es decir:

Si $I_{DBO_5} = \frac{DBO_{5_{medida}}}{DBO_{5_{Maxima Permisible}}}$ es menor que uno (<1), quiere decir que la DBO₅ Maxima

permisible es mayor que la DBO₅ del río por lo tanto el río presenta menos contaminación que la máxima que puede soportar, es decir puede asimilar la materia orgánica que transporta.

Si $I_{DBO_5} = \frac{DBO_{5_{medida}}}{DBO_{5_{Maxima Permisible}}}$ es igual a uno (1), queda sentado que la corriente

superficial tiene en sus aguas la máxima contaminación que puede soportar sin que la calidad de sus aguas se vea afectada significativamente, en términos de asimilación quiere decir que el río esta en el límite de capacidad de asimilación.

Si $I_{DBO_5} = \frac{DBO_{5_{medida}}}{DBO_{5_{Maxima Permisible}}}$ es mayor que uno (>1), se puede decir que el río lleva

más contaminación que la que puede soportar y por lo tanto los niveles de oxígeno disuelto en sus aguas se van a ver muy comprometidos llegando quizás a las condiciones anaerobias.

Otro índice pertinente en este caso es el índice de % de déficit de oxígeno disuelto, este indicador tiene la siguiente forma:

$$\% \text{ Deficit } OD = \left(1 - \frac{OD}{OD_{sp}} \right) * 100$$

En esta ecuación:

OD = Oxígeno Disuelto medido en el punto <ppm de O₂>

OD_{sp} = Oxígeno Disuelto en condiciones de saturación corregido por presión atmosférica <ppm de O₂>

La situación en Colombia con respecto al déficit de oxígeno disuelto y a la carga contaminante que transportan los ríos se puede ver en los gráficos que aparecen a continuación, las figuras fueron tomados del tomo 2 del SIAC.

Figura 6 Demanda Bioquímica de Oxígeno

Mapa 1.5. DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO -DBO₅- 1999

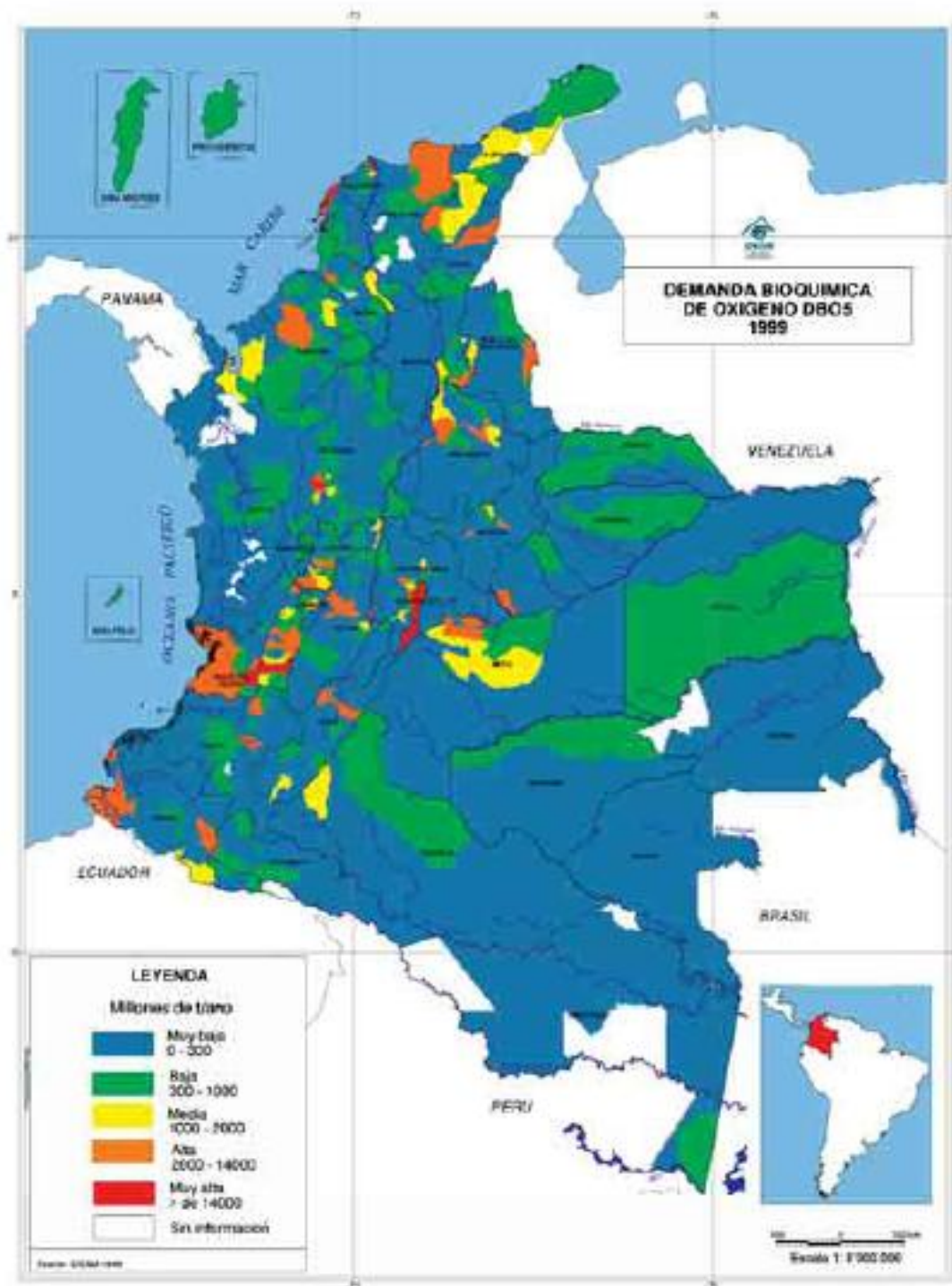
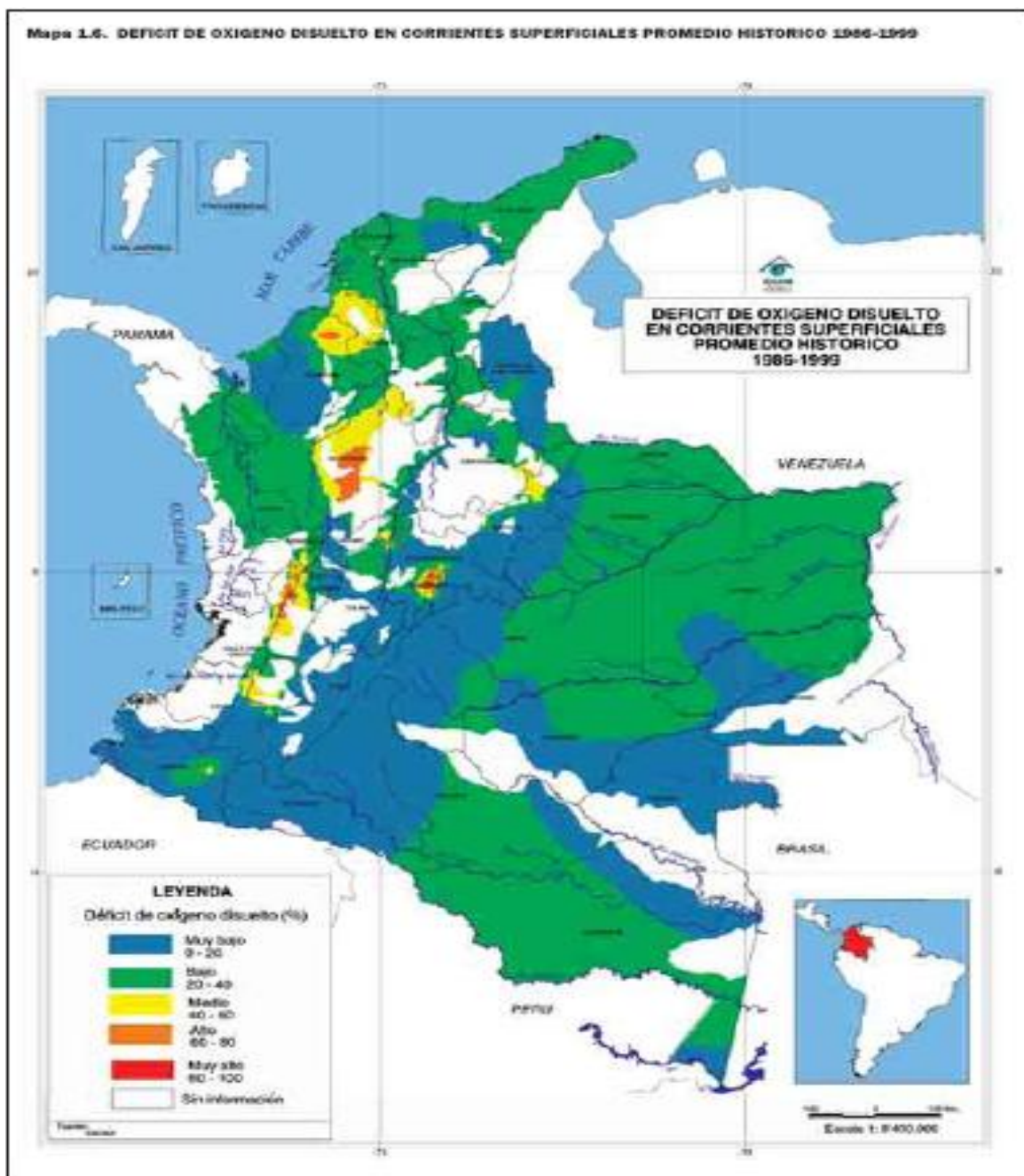


Figura 7. Déficit de Oxígeno en Corrientes Superficiales promedio



La aplicación que se presenta está imaginada para realizar de manera sencilla un modelamiento de la calidad de agua superficial aplicando el modelo de deflexión del oxígeno disuelto presentado por (Streeter y Phelps, 1925), este modelo llevado a su forma más simple se plantea basado en las siguientes suposiciones:

El análisis es unidimensional, es decir se simula el comportamiento fisicoquímico y microbiológico (Coliformes) de calidad del agua en la dirección de flujo del río, esto es el transporte ad vectivo (transporte horizontal). Por tal motivo se asume que el agua del río esta en régimen de mezcla completa, lo que quiere decir que no hay gradientes de concentración en sentido axial.

Las cinéticas de degradación, pérdida o desaparición son de primer orden.

El comportamiento del sistema es estacionario, lo que implica que no hay variaciones en las concentraciones de las sustancias con respecto al tiempo, solo se presentan variaciones con respecto a la distancia recorrida por el río.

Se desprecia el coeficiente de pérdida de DBO_5 por sedimentación y solo se tiene en cuenta el coeficiente de perdida por degradación debida a las bacterias existentes en el medio.

Aun que el modelo propuesto e implementado para este trabajo fue propuesto hace ya bastante tiempo, es el modelo de mayor aplicación debido a la facilidad para su aplicación, existen múltiples modelos en la actualidad, la mayoría de ellos basados en el modelo en mención, la mayoría de ellos analizan cinéticas de diferente orden y realizan análisis en dos y tres dimensiones.

La implementación de modelos sofisticados implica que se requiere de mayor información para obtener respuestas representativas y creíbles, además de equipos de computo de buena capacidad de procesamiento debido a la dificultad

de solución de las ecuaciones que definen el modelo, en cuanto a esto se puede decir que tanto los modelos bidimensionales como los tridimensionales esta formados por ecuaciones diferenciales parciales que cuentan matemáticamente hablando con una parte parabólica y una parte hiperbólica, esta situación hace que la selección del método de solución de las ecuaciones se deba hacer con bastante cuidado, es posible que si se resuelve el modelo por medio de un método numérico para ecuaciones parabólicas, la parte hiperbólica de la ecuación genere dispersión de los datos y por lo tanto imprecisión en los resultados de igual manera ocurre si el método de solución seleccionado es para ecuaciones hiperbólicas, generalmente la solución a este tipo de problemas requiere de métodos de orden superior impar, de manera que se minimice la dispersión numérica y las respuestas de las simulaciones sean más precisas y verificables, ahora bien, el otro problema de los métodos bi y tridimensionales es la cantidad de datos que se deben recolectar en campo para poder verificar los resultados del modelo. Estas razones hacen que en la actualidad en nuestro país el modelo más empleado y de mayor aceptación sea el modelo unidimensional, mas aun si se tiene en cuenta que debido a la topografía colombiana, la mayoría de los río son de alta y media montaña lo que hace que sus aguas estén en permanente mezcla facilitando o validado la hipótesis de régimen de mezcla completa en el flujo de los ríos.

Dentro de la hoja de cálculo que se presenta en este trabajo de monografía se puede encontrar una planilla llamada *Índice de DBO₅* planteada conforme a lo expuesto en el documento publicado por el IDEAM en el año 2002 y que se llama Sistema de Información Ambiental de Colombia (SIAC), en este documento se aplica el modelo de (Streeter y Phelps, 1925) para calcular el índice de DBO₅ que no es más que una relación numérica adimensional que permite visualizar fácilmente si una corriente de agua está siendo objeto de una cantidad excesiva de vertimientos y si es o no capaz de asimilar la carga contaminante de materia orgánica que recibe,

pero que se deduce del modelo citado e indica que la utilización de esta formulación es aceptada en Colombia.

La hoja de cálculo está dividida en seis partes (planillas), la primera de ellas (Instrucciones) contiene las indicaciones de para el uso de la hoja de cálculo, la segunda (Teoría) presenta un resumen de la teoría que involucra el modelo implementado para realizar la simulación de la calidad del agua, la tercera (Datos de Entrada) solicita la información necesaria para poder realizar la simulación, la cuarta (Coeficientes Cinéticos) enseña las ecuaciones empleadas para el cálculo de los coeficientes cinéticos que dominan los fenómenos de degradación y también da una pequeña guía de los posibles valores de coeficientes, algunos que se presenta la forma de cálculo es debido a que no existe una correlación que aproxime de manera certera los valores para poder hacer una predicción y por lo tanto se muestra una tabla con los diferentes valores que dicho coeficiente puede tomar, la quinta planilla (Simulación) realiza la simulación de calidad del agua para cinco parámetros, DBO₅, Nitrógeno Kjeldhal, Oxígeno Disuelto, Sólidos Suspendidos Totales y Coliformes fecales, finalmente la sexta hoja de cálculo (Índice de DBO₅) calcula el valor del índice de DBO₅ y el porcentaje de déficit de Oxígeno Disuelto que la corriente de agua analizada presenta.

Una gran ventaja de la hoja de cálculo está en que el usuario podrá determinar directamente en el vertimiento el valor de la concentración de cada parámetro analizado, lo cual se logra simplemente con la ayuda de un balance de materia hecho en el punto de mezcla entre el vertimiento y la corriente de agua receptora, así el usuario podrá establecer de forma directa el porcentaje de reducción de un parámetro específico es decir meta de reducción del contaminante objeto de estudio.

Dentro de la planilla “Datos de Entrada” se encuentra una casilla llamada *Distancia mínima de mezcla completa* <*m*>, este valor se calcula basado en el método de

Yotsukura e indica la distancia mínima que debe recorrer el agua del río después del vertimiento para considerar que el vertimiento y el agua de la corriente están completamente mezclados y realizar la toma de muestras.

CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta que la legislación ambiental colombiana contempla la formulación y aplicación de modelos de calidad del agua para poder realizar la ordenación de los cuerpos de agua (decreto 1594, capítulo 2), es fundamental el conocimiento de este tema para integrar la información obtenida de los análisis realizados en las simulaciones con los demás temas referentes a la ordenación de las cuencas hidrográficas, por ejemplo, si dada una aptitud de uso de un tipo de suelo para determinado cultivo, se verifica que la calidad del agua de la fuente cercana cumpla también con las características de calidad para hacer viable el cultivo propuesto, de igual manera se realiza el ecoplamiento con los demás temas que conforman los planes de ordenamiento ambiental de las cuencas hidrográficas del país y se toman las decisiones correctas para hacer que todos los tramos de un río o quebrada que constituyan una cuenca hidrográfica puedan ser empleados de acuerdo a sus aptitudes de uso según su calidad.

La posibilidad de hacer proyecciones del comportamiento fisicoquímico de la calidad del agua de un río o quebrada permiten planear de una manera más concreta las diferentes obras de saneamiento básico para una comunidad o cuenca, teniendo en cuenta parámetros como crecimiento poblacional (que repercute en aumento de la cantidad de agua residual generada), de esta manera se podrán determinar los límites de vertimiento para un cuerpo de agua superficial.

Las simulaciones de calidad del agua facilitan la planeación de las obras para tratamiento de aguas residuales basándose en la capacidad asimilativa de la fuente receptora, de manera que se afecten al mínimo las características naturales del receptor o que si la alteración es inevitable, se pueda establecer si el cuerpo de agua recuperara en algún punto sus características normales.

La aplicación que se presenta como resultado principal de esta monografía es una herramienta de fácil uso que permite al usuario realizar simulaciones de calidad del agua y observar de manera gráfica el comportamiento de la corriente, también se presentan los resultados numéricos de cada simulación. La ventaja de esta aplicación es que el usuario cambiando un solo dato podrá establecer cuáles son las concentraciones máximas que de una sustancia la fuente receptora del vertimiento podrá soportar, es decir establecer la concentración límite en el cuerpo de agua y de esta manera basado en el caudal del vertimiento determinar la carga máxima que puede ser vertida, lo que evidentemente lleva a establecer el porcentaje de remoción del contaminante que debe realizarse antes de hacer el vertimiento.

BIBLIOGRAFÍA

METCALF, hedió. Ingeniería sanitaria, tratamiento, evacuación y reutilización de las aguas residuales. Colombia: Centenario. 1994; 969p.

RAMALHO, Sette Rubens. Tratamiento de aguas residuales. Illiois: Reverts S.A. 1991; 704p.

TCHOBANOGLIOUS, George. Ingeniería sanitaria, tratamiento de aguas residuales. México: Mc Graw Hill. 1994; 528p.

TOMAN, Robert y MUELLER, John. Principios of surface water quality modeling and control. Chicago: Haper y Row. 1987; 644p.

ANEXO A

MANUAL DEL USUARIO.

La hoja de cálculo este configurada de manera que el usuario ingrese inicialmente a las dos primeras planillas para que lea la información referente al modelo matemático que se aplica.

En la primera pestaña se presentan las instrucciones para el adecuado uso de la hoja de cálculo, se indican los diferentes colores que identifican las casillas y en cuales casillas se debe ingresar información y en cuales solamente se debe dejar que la hoja de cálculo realice las operaciones para entregar el resultado, Las casillas en las cuales el usuario debe ingresar información son las casillas no coloreadas, cada casilla que solicita información muestra las unidades en las cuales deben ser ingresados los datos, debe tenerse especial atención en este hecho, introducir datos en las unidades incorrectas representara resultados erróneos. Las celdas en las cuales los resultados se encuentran en negrilla indican los resultados más importantes de la modelación y por lo tanto son objeto de especial interés para el usuario. La aplicación realiza los cálculos de calidad del agua cada cien (100) metros, si en algún caso la simulación da como resultado que la concentración de oxígeno disuelto es menor que cero (0), la hoja de cálculo presentara como resultado el valor de cero (0).

La segunda pestaña muestra el fundamento matemático de solución las ecuaciones del modelo de manera analítica, también contiene información teórica para orientar al usuario con respecto a las diferentes ecuaciones aplicadas en las hojas de cálculo y a las características teóricas de cada sustancia de interés que se modela.

La tercera planilla está diseñada para introducir los datos que facilitaran realizar la simulación, se debe recordar que se debe observar con detenimiento en que unidades la información es solicitada. Adicionalmente señalado en color azul se plantea un cálculo de la distancia mínima de mezcla completa, esta distancia es en teoría la distancia mínima a la cual se debe tomar la muestra de manera que se asegure que el agua del río esta completamente mezclada con el vertimiento, esta casilla esta coloreada en azul, los cálculos de esta distancia son realizados según el método de YOTSUKURA y se aplica para vertimientos laterales, si el vertimiento es realizado en el centro del cuerpo de agua se debe recurrir a otra ecuación, generalmente en nuestro medio los vertimientos son hechos a un costado del río o quebrada. Dentro de esta pestaña se debe anotar que la información referente a los coeficientes cinéticos de desaparición de Sólidos Suspendidos y Coliformes Fecales son tomados de consideraciones teóricas, el usuario puede ajustar (cambiar dentro de la hoja de cálculo) estos valores a los resultados del trabajo de los análisis de laboratorio obtenidos. Casilla H19 para el valor de v_n y casilla J25 para el valor del K_b .

La cuarta pestaña contiene la información perteneciente a los coeficientes cinéticos que dominan la degradación de cada parámetro que se simula, se muestran las ecuaciones en las cuales se basan los cálculos de los coeficientes.

La quinta planilla contiene los resultados de la simulación, como se indicó anteriormente la simulación se realiza cada 100 metros y si en algún caso la concentración del Oxígeno disuelto en la corriente de agua llega a valores menores que cero, la hoja de cálculo presentara como resultado predeterminado el valor de cero (obviamente las concentraciones no pueden tener valores negativos, no tiene sentido físico este tipo de resultado) “las ecuaciones para establecer el comportamiento de la corriente bajo condiciones anaerobias son presentadas de manera teórica, debido a que la idea fundamental de la simulación es establecer las condiciones para evitar que las fuentes de agua receptoras de

vertimientos no lleguen a condiciones anaerobias dentro de su recorrido a causa de las altas cargas contaminantes recibidas”. Los resultados son mostrados de una manera de gráficos al inicio de la planilla y en la parte baja se encontraran los resultados numéricos, la simulación se realiza para una distancia recorrida por el cuerpo de agua receptor de treinta mil metros (30.000), distancia más que suficiente para observar el comportamiento del río, se asume que el cuerpo de agua no recibe vertimientos durante la distancia recorrida, tampoco aporte de agua de corrientes tributarias.

Para que el usuario determine los valores de los límites de vertimiento debe regresar a la tercera de las pestañas y en la sección de información del vertimiento modificar la concentración del parámetro al cual le desea conocer el valor de la concentración limite de vertimiento de manera que no altere significativamente las características fisicoquímicas del agua de la corriente receptora.

La sexta pestaña permite calcular el Índice de DBO_5 y el índice de déficit de Oxígeno Disuelto en la fuente receptora antes y después de recibir el vertimiento, esta planilla estada basada en el planteamiento hecho en el SIAC, tomo II, Indicadores. Esta parte se presenta como adicional a los propósitos de la monografía y aunque está muy relacionado con el objetivo principal el usuario observara que estos resultados se pueden obtener fácilmente realizando las modificaciones de las características del vertimiento para establecer las condiciones críticas.