

**ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE LAS CONSTANTES DE
DESOXIGENACIÓN DBO CARBONÁCEA Y EL GRADO DE CONTAMINACIÓN
DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES Y FUENTES RECEPTORAS DE
VERTIMIENTOS PARA 13 MUNICIPIOS DEL DEPARTAMENTO DEL CAUCA
(Proyecto de investigación)**

**LIZETH SUSANA MOLINA REALPE
DIANA MARCELA URREGO CHOCO**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERIA AMBIENTAL
POPAYAN
2018**

**ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE LAS CONSTANTES DE
DESOXIGENACIÓN DBO CARBONÁCEA Y EL GRADO DE CONTAMINACIÓN
DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES Y FUENTES RECEPTORAS DE
VERTIMIENTOS PARA 13 MUNICIPIOS DEL DEPARTAMENTO DEL CAUCA**

**Lizeth Susana Molina Realpe
Diana Marcela Urrego Choco**

**Trabajo de grado en la modalidad trabajo de investigación para optar al
título de Ingeniero Ambiental**

**Director
M.S.c Mauricio Aguirre Gómez**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERIA AMBIENTAL
POPAYAN
2018**

Nota de aceptación:

Jurado

Jurado

**Ing. MSc. Mauricio Hernán Aguirre
Director**

Popayán., Febrero de 2018

DEDICATORIA

A Dios por ser mi guía, sin el nada de esto sería posible.

A la universidad del Cauca y a cada uno de mis profesores que sin duda me aportaron gran conocimiento.

A mi madre Flor María por su apoyo incondicional hasta el final, por su amor, comprensión y fortaleza, por ser mi cimiento y mi continua inspiración para avanzar en la vida.

A mi familia por el gran amor que me han brindado, por siempre recibir de ustedes un buen consejo, un saludo sincero, una bienvenida entusiasta, una corrección necesaria. A ustedes por ser mi motor, las personas que esperan siempre verme bien y feliz, a mis sobrinas por llegar a mi vida en el momento preciso como la más grande motivación para alcanzar esta meta.

Diana Marcela Urrego Choco

A Dios por darme salud, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente.

A la universidad del Cauca por haberme permitido ser parte de ella, a mis profesores por haberme brindado sus conocimientos.

A mis padres quienes con sus palabras de aliento no me dejaban decaer para que siguiera adelante, por comprenderme apoyarme y guiarme en mi vida, por darme estabilidad emocional y sentimental, por todo su amor y paciencia. Gracias por sus sabios consejos por ser el pilar fundamental de mi vida. A mis hermanos que con su amor me han enseñado a salir adelante. Gracias a todas aquellas personas que durante estos cinco años estuvieron a mi lado apoyándome y lograron que este sueño se haga realidad.

Lizeth Susana Molina Realpe

Agradecimientos

Damos gracias a Dios por habernos regalado tan linda experiencia dentro de nuestra universidad, gracias a la universidad y a los profesores por la enseñanza que nos brindaron diariamente, también a nuestros padres por su apoyo moral y económico para continuar nuestros estudios y poder cumplir con nuestros objetivos.

Queremos agradecer a los ingenieros

Mauricio Hernán Aguirre Gómez como director del presente trabajo, por su apoyo incondicional, por sus útiles asesorías, por sus correcciones y todas sus apreciaciones las cuales nos llevaron al cumplimiento de lo propuesto.

Javier Ernesto Fernández, por todos sus comentarios, sugerencias y correcciones para mejorar este trabajo.

Al profesor Fernando José Hernández Blanco por las sugerencias y correcciones propuestas en procura de mejorar el presente trabajo.

Contenido

	pág.
1. INTRODUCCIÓN	10
2. ANTECEDENTES	11
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
4. JUSTIFICACIÓN	16
5. HIPÓTESIS	18
6. OBJETIVOS	19
6.1. OBJETIVO GENERAL	19
6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
7. METODOLOGÍA.....	20
7.1. REVISION Y ORGANIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN	20
7.2. AJUSTE DE DATOS.....	20
7.3. CLASIFICACIÓN DE LAS FUENTES RECEPTORAS Y VERTIMIENTOS	21
7.3.1 Clasificación de las fuentes receptoras según el ICA	21
7.3.2 Clasificación de las Fuentes según el RAS 2000	24
7.3.3 Clasificación de vertimientos según Metcalf & Eddy (1981).....	24
7.4. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE MÍNIMOS CUADRADOS	25
7.5. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE THOMAS	25
7.6. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE AJUSTE DE CURVAS CON MATLAB...	25
7.7. METODOLOGÍA APLICADA AL ANÁLISIS	26
8. MARCO TEÓRICO.....	28
8.1. MÉTODO DE LOS MÍNIMOS CUADRADOS	29
8.2. MÉTODO DE THOMAS.....	31
8.3. MÉTODO DE AJUSTE DE CURVAS CON MATLAB	32
8.4. ANÁLISIS DE VARIANZA DE UN FACTOR	33
9. MARCO REFERENCIAL	34
10. APLICACIÓN DE LOS MÉTODOS EN LAS FUENTES RECEPTORAS Y VERTIMIENTOS	42
10.1. CÁLCULO DE LA K_d Y LA DBOUC (L) POR EL MÉTODO DE THOMAS	42
10.2. CÁLCULO DE LA K_d Y LA DBOUC (L) POR EL MÉTODO DE MÍNIMOS CUADRADOS.....	44

10.3. CALCULO DE LA CONSTANTE DE DESOXIGENACIÓN (K_d) Y LA DBO _{UC} (L) POR MATLAB	46
11. EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN	50
11.1. ÍNDICE DE BIODEGRADABILIDAD	50
11.2. RELACIÓN DBO ₅ /DBO _U	50
11.3. CLASIFICACIÓN DE FUENTES RECEPTORAS SEGÚN EL RAS 2000. 50	
11.4. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA-IDEAM 2011)	51
11.5. CLASIFICACIÓN SEGÚN GRADO DE CONTAMINACIÓN POR VERTIMIENTOS	51
12. ANÁLISIS DE RESULTADOS	52
13. CONCLUSIONES	61
14. RECOMENDACIONES	63
BIBLIOGRAFÍA	64

LISTA DE ANEXOS DIGITALES

ANEXOS

- **Anexo A.** DATOS CALIDAD DE FUENTES Y VERTIMIENTOS.
- **Anexo B.** MÉTODO DE THOMAS, MÍNIMOS CUADRADOS Y MATLAB
- **Anexo C.** CALCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUAS (ICA)
- **Anexo D.** CLASIFICACIÓN FUENTES RECEPTORAS SEGÚN RAS 2000
- **Anexo E.** CLASIFICACIÓN VERTIMIENTOS SEGÚN METCALF & EDDY
- **Anexo F.** CALCULO DEL ÍNDICE DE BIODEGRADABILIDAD (DBO/DQO)
- **Anexo G.** GRAFICAS MATLAB
- **Anexo H.** MÉTODO DE MÍNIMOS CUADRADOS SIN EXTRAPOLACIÓN
- **Anexo I.** CALCULO DBO DEL TERCER DÍA
- **Anexo J.** CLASIFICACIÓN SEGÚN ÍNDICES Y K_d
- **Anexo K.** CLASIFICACIÓN CONSTANTES DE DESOXIGENACIÓN
- **Anexo L.** RELACIÓN DBO_5 Y $DBOU$ CON LA K_d
- **Anexo M.** ANÁLISIS DE VARIANZA
- **Anexo N.** SITIOS DE MUESTREO EN LOS 13 MUNICIPIOS DEL DEPARTAMENTO DEL CAUCA
- **Anexo O.** RESULTADOS MÉTODO THOMAS, MÍNIMOS CUADRADOS, MATLAB Y SUS RESPECTIVOS COEFICIENTES

LISTA GRÁFICAS

	pág.
Gráfica 1. Método de Thomas para muestra 775 de fuentes superficiales	42
Gráfica 2. Método de Thomas para muestra 752 de vertimientos	43
Gráfica 3. Extrapolación para cálculo de Y_{n-1} (DBO_3) en la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras	44
Gráfica 4. Extrapolación para cálculo de Y_{n-1} (DBO_3) en la muestra 752 de vertimientos	45
Gráfica 5. Curva ajustada en Matlab para muestra 775 de calidad de fuentes receptoras	47
Gráfica 6. Curva ajustada en Matlab para muestra 752 de vertimientos	48
Gráfica 7. K_d Vs $DBO_5/DBOU$ para vertimientos	57
Gráfica 8. K_d Vs $DBO_5/DBOU$ para fuentes receptoras	58
Gráfica 9. Clasificación por el ICA para fuentes receptoras de vertimientos	60

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Variables y ponderación para el caso de 5 variables	21
Tabla 2. Calificación de la calidad del agua según los valores que tome el ICA ...	24
Tabla 3. Calidad de la fuente.....	24
Tabla 4. Composición típica del agua residual domestica.....	24
Tabla 5. Valores medios y de desviación estándar del coeficiente de desoxigenación (K_1) y el coeficiente de reaireación (K_2) en cada sección de muestreo, con su DBO_5 y DBO_u (L_0).	38
Tabla 6. Calculo del K_d y L por el método de Thomas para la muestra con código 775	42
Tabla 7. Calculo de K_d y L por el método de Thomas para la muestra con código 752	43
Tabla 8. Calculo por método de mínimos cuadrados para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras	45
Tabla 9. Resultados de a y b por el método de mínimos cuadrados para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras	45
Tabla 10. Cálculo por el método de mínimos cuadrados para la muestra 752 de vertimientos	46
Tabla 11. Resultados de a y b por método de mínimos cuadrados para la muestra 752 de vertimientos	46
Tabla 12. Ecuación racional de mejor ajuste para muestra 775 de calidad de fuentes receptoras.....	47
Tabla 13. Ecuación racional de mejor ajuste para la muestra 752 de vertimientos.....	48
Tabla 14. Resultados relación DBO/DQO para muestras 775 y 752.....	50
Tabla 15. Resultados relación DBO_5/DBO_u para las muestras 775 y 752	50
Tabla 16. Análisis de varianza de la tasa de desoxigenación K_d para método de mínimos cuadrados, Thomas y Matlab aplicados en Fuentes Receptoras	52
Tabla 17. Análisis de varianza de la tasa de desoxigenación K_d para método de mínimos cuadrados, Thomas y Matlab aplicados en Vertimientos.....	52
Tabla 18. Tasas de desoxigenación para algunos ríos seleccionados.....	56
Tabla 19. Clasificación de fuentes receptoras por la DBO y la K_d	58
Tabla 20. Clasificación de vertimientos según la DBO y K_d	59

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un compuesto vital, determinante en cada uno de los procesos que se llevan a cabo en el planeta tierra, además de estar presente en mayor proporción. Las fuentes hídricas han sido tomadas por el ser humano como la manera más rápida y sencilla de deshacerse de las aguas residuales que se generan en las actividades tanto domésticas como industriales. Existe gran cantidad de contaminantes que pueden afectar los ríos, quebradas y demás fuentes que se conocen como fuentes receptoras y que además se convierten en una problemática mayor cuando están en concentraciones tan altas que se vuelven de difícil asimilación por parte de la fuente hídrica.

Es por esta razón que la contaminación de fuentes hídricas por vertimientos se hace cada día un problema de mayor envergadura, ya que se está generando una afectación de todo el entorno, debido a que los procesos son cíclicos y esto puede advertir una contaminación de igual forma, donde se generan transformaciones de los contaminantes y se requiere de una evaluación o una forma de determinar cuál es el grado de contaminación en el que se encuentra.

La calidad del agua se determina teniendo en cuenta parámetros como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), que hace referencia a la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar la materia orgánica biológicamente. Conocer la DBO de un agua permite establecer cuál es el porcentaje o fracción biodegradable. Teniendo en cuenta lo anterior es importante saber cuál es la tasa de desoxigenación y además conocer la influencia que tienen todos los procesos que se generan de forma natural dentro de una fuente hídrica.

Cuando se mide la DBO para una muestra, a diferentes intervalos de tiempo, es posible determinar la constante de desoxigenación y la Demanda Bioquímica de Oxígeno Última Carbonácea (DBOUC), que se ejerce en su gran mayoría durante un periodo comprendido entre los 20 a los 30 días.

Durante un contrato de consultoría con la empresa EMCASERVICIOS E.S.P., el Consorcio Mínimos Ambientales en 2015 levantó información de 86 puntos de muestreo de vertimientos y de calidad del agua incluyendo mediciones de la DBO a 5,7,9 y 11 días, con el fin de utilizar la información en la modelación de calidad de agua de las fuentes receptoras de vertimientos en los municipios de Argelia, La Vega, Patía, Mercaderes, Caloto, Piendamó, Cajibío, Guapi, López de Micay, Inzá, Buenos Aires, Piamonte y Suárez en el Departamento del Cauca. Con base en este volumen de información disponible, levantada por el Consorcio, se pretende evaluar las diferentes metodologías para estimar las constantes de remoción de materia orgánica K_d , además de relacionar los resultados, con el grado de contaminación de los vertimientos o de la calidad del agua en las fuentes receptoras.

2. ANTECEDENTES

El OD es el factor energético fundamental para los seres vivos. Bajas concentraciones de oxígeno producen desajustes en el ecosistema, mortalidad de peces, olores y otros efectos estéticos desagradables. En consecuencia el OD es una de las más importantes variables del sistema acuático.

Los primeros trabajos realizados sobre el Oxígeno Disuelto (OD) se desarrollaron entre los años 1870 y 1900. Theriault (1927) ya presentaba el ensayo de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y citaba las investigaciones sobre el OD en el río Támesis. (Suárez y Fernández, 2009).

En los Estados Unidos, los estudios en el río Ohio, realizados entre 1914 y 1916, permitieron la realización del fundamental trabajo de Harold Streeter y Earle Phelps sobre la modelización matemática del OD. El trabajo incluía la aplicación de una sencilla formulación matemática de los principales procesos asociados con el oxígeno disuelto en un río. Esta fórmula matemática tiene en cuenta el consumo de oxígeno por degradación bioquímica de materia orgánica y el aporte de oxígeno disuelto a través del fenómeno de reaireación superficial quedando de la siguiente forma:

$$U \frac{dOD}{dx} = -K_1 * L + K_2 * (OD_S - OD)$$

Ecuación 1.

Expresión que se corresponde con la ecuación de Streeter y Phelps.

El coeficiente de reaireación superficial (K_2) y el de desoxigenación carbonácea (K_d) son los parámetros dominantes en cuanto a la confiabilidad de la simulación de concentraciones de oxígeno disuelto en corrientes (Melching y Yoon, 1996). Estas constantes, si son determinadas experimentalmente permiten disminuir la incertidumbre generada al utilizar valores estimados o adoptar suposiciones que no se ajustan a la realidad. La siguiente ecuación se utiliza para el cálculo de la constante de designación (K_d),

$$K_d = K_1 + \frac{U}{H} \eta$$

Ecuación 2.

Donde η es un coeficiente de actividad de cama que varía desde 0,1 para aguas profundas a 0,6 para una corriente que fluye rápidamente. La K_1 representa el mismo proceso de descomposición de la materia orgánica pero obtenida por incubación o método de la botella.

El cálculo de K_2 se realiza aplicando la siguiente ecuación:

$$K_2 = K_1 \frac{L'}{D} - \frac{\Delta D}{2.3\Delta t D}$$

Ecuación 3.

Dónde:

L': DBO final medida en el tramo considerado

ΔD : Diferencia en Oxígeno Disuelto en los puntos considerados

T: tiempo que tarda el agua el recorrer los tramos considerados

D: déficit de oxígeno

K_1 : constante de desoxigenación

Los valores de la constante de desoxigenación como también los de la DBO última se pueden calcular con base en determinaciones de laboratorio de la DBO aplicando posteriormente cualquier método conocido, como por ejemplo, el método de los mínimos cuadrados, método de los momentos, método de Harold Thomas, entre otros.

El método de Thomas es el más popular, fue propuesto en 1950 y se fundamenta en la facilidad para desarrollar a través de la expansión de Taylor las ecuaciones de la cinética de primer orden de la DBO y encontrar así una solución gráfica para hallar K_d (constante de desoxigenación) y L_0 (DBOU) a partir de una ecuación lineal. (Orozco, 2014).

El método de Mínimos cuadrados, hace uso de la ecuación diferencial ordinaria (ODE) de Streeter-Phelps y obtiene las constantes de la línea de regresión haciendo uso de la deriva numérica.

En la “caracterización y modelación matemática del río Cauca” realizada por Carlos Ramírez Callejas en 2002, tenía como objetivo en su primera parte lograr una caracterización detallada del comportamiento hidrológico, hidráulico, sedimentológico, geomorfológico y de la calidad del agua del Río Cauca y sus tributarios en el sector comprendido entre la represa de Salvajina y el municipio de La Virginia. Posteriormente se pretendió realizar el proceso de implementación de un modelo matemático para el Río Cauca y sus afluentes en el tramo mencionado. Este proceso incluyó la esquematización del sistema fluvial, la calibración y la verificación del modelo matemático y el análisis de sensibilidad de los principales parámetros físicos y numéricos del modelo. Para el estudio se contó con 19 estaciones que son: antes Suarez abscisa 1,8 Km, antes Ovejas 3,2 Km, antes Timba 24,1 Km, La Balsa 27,4 Km, La Bolsa 78,9 Km, Puente Hormiguero 113,5 Km, antes Navarro 127,7 Km, Juanchito 139,3 Km, Paso del Comercio 144,6 Km, Puente Isaacs 155,5 Km, Paso de la Torre 170,8 Km, Vijos 181,9 Km, Yotoco 211,8 Km, Media Canoa 220,9 Km, Riofrío 284,8 Km, Puente Guayabal 347 Km, la Victoria 369,9 Km, Anacaro 416,5Km, la Virginia 444,7 Km. Las tasas de

degradación de materia orgánica más altas se registraron entre Juanchito y Paso de la Torre, con valores de $1,2 \text{ d}^{-1}$, donde estaban las mayores descargas de materia orgánica provenientes de la ciudad de Cali. Las tasas de degradación más bajas se presentaron en el tramo entre Río frío y La Virginia con valores de K_1 a 20°C $0,2 \text{ d}^{-1}$.

En el estudio titulado “evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la autopurificación de un río de montaña”, se determinaron las constantes de desoxigenación (K_d) para diferentes tramos del río Frío, para evaluar la calidad del agua se realizaron una serie de inspecciones y muestreos desde el 2008 al 2012. El segmento hidráulico se discretiza en (7) tramos denominados: San Ignacio, Judía, Esperanza, Jardín Botánico, Pórtico, Callejuelas y Caneyes. Obteniendo como resultado DBO_5 de $1,3 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,5 \text{ d}^{-1}$, DBO_5 de $1,4 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,59 \text{ d}^{-1}$, DBO_5 de $1,5 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,51 \text{ d}^{-1}$, DBO_5 de $1,8 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,43 \text{ d}^{-1}$, DBO_5 de $8,4 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,15 \text{ d}^{-1}$, DBO_5 de $58,0 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,18 \text{ d}^{-1}$ y DBO_5 de $49,0 \text{ mg/L}$ con K_d de $0,27 \text{ d}^{-1}$. (Rivera, 2015).

En el estudio llevado a cabo en la ciudad de Bogotá titulado “determinación de los coeficientes de oxigenación y desoxigenación para la curva de comportamiento de oxígeno disuelto en el río Fucha”. El río Fucha es uno de los cuerpos hídricos más importantes de la ciudad de Bogotá, nace en los cerros orientales y desemboca en el río Bogotá a la altura de la localidad de Fontibón. En su recorrido no solo recibe las aguas de quebradas en la cuenca alta, sino de afluentes provenientes de la red de alcantarillado de diez localidades de la capital, principales fuentes de contaminación de la corriente. En el estudio anteriormente mencionado se determinaron los coeficientes de desoxigenación (K_1) y oxigenación (K_2) del río en mención a partir de la calibración del modelo QUAL2K. El río Fucha se divide en siete tramos delimitados por las ocho estaciones de monitoreo denominados: El Delirio, Carrera 7ª, Av. Ferrocarril, Av. Américas, Av. Boyacá, Visión Colombia, Zona Franca, Fucha Alameda, Los resultados correspondientes a las constantes de desoxigenación respectivamente para cada punto fueron las siguientes K_d de 0 d^{-1} , K_d de $31,96 \text{ d}^{-1}$, K_d de $6,36 \text{ d}^{-1}$, K_d de $10,48 \text{ d}^{-1}$, K_d de $9,39 \text{ d}^{-1}$, K_d de $103,69 \text{ d}^{-1}$, K_d de $0,75 \text{ d}^{-1}$, K_d de $1,56 \text{ d}^{-1}$.(Moreno y Escobar, 2016).

La información recolectada de trabajos de investigación, tanto de libros como de revistas científicas está orientada únicamente a determinar las constantes de desoxigenación, sin embargo, no se encuentra información relacionada con los objetivos propuestos en este trabajo de investigación.

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La contaminación ambiental es una problemática a nivel mundial, pero más específicamente la contaminación de fuentes hídricas que son receptoras de vertimientos, debido a que es una práctica que se está realizando desde hace mucho tiempo, el utilizar los ríos, quebradas o cualquier otro cuerpo hídrico como el destino final de las aguas residuales. Pero el problema mayor se centra en que la capacidad de asimilación de los contaminantes es muy diferente para cada fuente y está relacionada directamente con el caudal que transporte cada río o quebrada.

Si la capacidad de autopurificación del cuerpo receptor de aguas servidas fuera infinito, el problema sería localizado y no tendría mayor importancia, pero como esto no sucede y la carga orgánica vertida casi siempre sobrepasa el límite aceptable por el cuerpo de agua, esto induce la disminución acentuada del nivel de oxígeno, creando condiciones anaeróbicas que deterioran la calidad del agua y biota. Los principales componentes de las aguas residuales domésticas son compuestos carbonados que en forma espontánea tienden a pasar a CO_2 y agua, esta transformación es favorecida por las bacterias aeróbicas mediante reacciones enzimáticas, producidas durante su metabolismo. El caudal al cual se vierte el agua residual y el contenido de materia Carbonácea constituye una aproximación de la carga orgánica total que capta el receptor. (Rojas y Esparza, 1983).

Se tienen estadísticas preocupantes respecto al tema, por ejemplo, en Colombia según el Ministerio de Ambiente el 95% de las aguas Residuales Domésticas y agrícolas se vierten sin tratamiento alguno y el 85% de las Aguas Residuales Industriales se vierten sin tratamiento adecuado. (MinAmbiente, 2011).

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible MADS, mediante el Decreto 3930 del 2010, estableció disposiciones orientadas a la ordenación del recurso hídrico, al control de vertimientos y a la recuperación o conservación de las fuentes hídricas. Entre los requisitos para otorgar un permiso de vertimientos y ordenar el recurso, está la evaluación ambiental del vertimiento, la cual involucra el uso de modelos de simulación de calidad del agua, para determinar la capacidad asimilativa de una corriente o el destino de un contaminante.

En el proceso de construcción de un modelo de calidad del agua que trabaje con base en las ecuaciones desarrolladas por Streeter y Phelps (1925), es necesario realizar un proceso de calibración que incluye el ajuste de las variables hidráulicas y las constantes cinéticas que mejor representen las condiciones de cantidad y calidad del agua que prevalecen en el sitio.

En un modelo de calidad del agua se deben especificar las tasas de reacción o transformación de los determinantes de calidad del agua y tasas de transferencia de masa hacia o desde la superficie del agua y el fondo del canal. La cinética de las reacciones son particulares para cada tipo de río y/o agua residual en las condiciones específicas que se presentan en el sistema físico modelado y las

tasas de transferencia dependen en gran parte de la turbulencia propia de la corriente. Esto necesariamente obliga al modelador a calibrar los modelos que se aplican a un sistema físico particular utilizando parámetros de calibración.

Para determinar las constantes de reaeración K_a que describen la ganancia de oxígeno en una fuente superficial, se han desarrollado numerosas metodologías de estimación presuntiva que permiten estimarlas, con base en la información de la velocidad de flujo y la profundidad de la lámina de agua, Chapra, y Pelletier. (2003). Sin embargo, para obtener las constantes de desoxigenación K_d que describe la velocidad de degradación de la materia orgánica en una muestra de agua, se requieren realizar ensayos a largo plazo, de 20 o 30 días, lo que no resulta práctico en las aplicaciones diarias. De tal forma que obtener dichas constantes con base en una gran variedad de muestras disponibles, facilitaría la aplicación de los modelos de simulación con base en condiciones reales medidas en nuestro medio.

4. JUSTIFICACIÓN

La importancia de obtener valores confiables de una constante de degradación de la materia orgánica K_d , radica en que actualmente en la literatura sólo se reporta información de las constantes de desoxigenación para aguas residuales, sin embargo, para aguas superficiales con mayor o menor grado de dilución, no se dispone de información.

Las ecuaciones de transporte de solutos y el destino de contaminantes, deben considerar las condiciones de mezcla prevalecientes después de la descarga de un efluente a una corriente superficial. De tal forma que si se analizan los valores de este tipo de constantes, para diferentes condiciones de calidad del agua o grados de dilución en un río, es factible obtener unos rangos de referencia que posibiliten la aplicación de valores presuntivos de las constantes de desoxigenación, para diferentes grados de contaminación prevalecientes en una corriente superficial.

El estudio de las constantes de desoxigenación para vertimientos, ríos limpios, ríos medianamente contaminados o ríos muy contaminados, servirá de insumo para futuros estudios de modelación, que representen las condiciones reales de los cuerpos receptores de vertimientos municipales en el Departamento del Cauca, ejemplo de esto son los estudios descritos a continuación.

Para el estudio de modelación de la cuenca hidrográfica del río Aburra en el departamento de Antioquia fue necesario en la calibración del modelo, utilizar parámetros reales como es el caso del valor de las constantes de desoxigenación, con el fin de reproducir el patrón de flujo para la situación existente y mejorar el modelo en la predicción de los escenarios. Tener las constantes hidráulicas, biológicas y cinéticas propias de un río si se pretende realizar modelaciones es una garantía de confianza hacia la predicción de fenómenos de calidad de las aguas, dado que la calibración se está representando con los fenómenos típicos del río. (Prieto y Restrepo, 2016).

Adicional a esto, determinar la DBOU última y la constante de desoxigenación (K_d) exige realizar cuantiosas pruebas de laboratorio y durante un largo periodo de medición (cerca a 30 días), facilitando la utilización de valores presuntivos para ser aplicados en los estudios de modelación de la calidad del agua que establece el Decreto 3930 del 2010, en la elaboración de los Planes de Saneamiento y Manejo de Vertimientos PSMV a que hace referencia la Resolución 1433 del 2004 o en el diseño de instalaciones de tratamiento de aguas residuales.

En el estudio denominado “Aplicación del QUAL2Kw en la modelación de la calidad del agua del río Guacaica, Departamento de Caldas, Colombia”. Se presentó en el trabajo anteriormente mencionado los resultados de la calibración y

confirmación del modelo de calidad del agua QUAL2Kw en el río Guacaica, corriente ubicada en el departamento de Caldas. La implementación del modelo estableció una línea base en términos de modelación de calidad de agua para esta corriente, y permitió formular un escenario de saneamiento futuro para evaluar la respuesta de la corriente ante el escenario planteado. Para efectos de la modelación, teniendo en cuenta que al modelo QUAL2Kw se deben ingresar valores de DBO última, se asumió una constante cinética para la DBO (K_{DBO}) igual a 0.23 d^{-1} de acuerdo a lo reportado en la literatura, puesto que esta variable no fue determinada en el laboratorio (Pelletier y Chapra, 2004). Entre las recomendaciones que se establecen en el estudio se dice que para la correcta implementación del modelo de calidad del agua QUAL2Kw, se recomienda contar con la siguiente información que normalmente no es recopilada: constantes cinéticas (carbono orgánico disuelto, DBO filtrada, KDBO filtrada), constantes de reaireación por tramos. (Castro, 2015).

5. HIPÓTESIS

Se atribuye la existencia de una constante de desoxigenación (K_d), al grado de contaminación por materia orgánica o de la calidad del agua en los cuerpos receptores que permite clasificarlos. Para calcular el valor de las constantes de desoxigenación se utilizarán tres métodos, mínimos cuadrados, Thomas y ajuste de curvas con MATLAB, que ayudarán a seleccionar el mejor valor calculado de K_d , para posteriormente con este valor determinar la relación, si existe entre K_d y el grado de contaminación.

6. OBJETIVOS

6.1. OBJETIVO GENERAL

Estudiar la relación entre las constantes de desoxigenación DBO Carbonácea y el grado de contaminación de fuentes receptoras de vertimientos y aguas residuales municipales para trece municipios del Departamento del Cauca.

6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Examinar por tres metodologías diferentes el cálculo de las constantes de desoxigenación para cada fuente receptora y vertimiento.
- Analizar cuál de los métodos utilizados es el más apropiado de acuerdo a los resultados obtenidos y las características de los vertimientos y las fuentes receptoras.
- Correlacionar los valores de las constantes de desoxigenación obtenidas, con el nivel de Oxígeno Disuelto o con el grado de contaminación de DBO₅ en las fuentes receptoras.

7. METODOLOGÍA

Teniendo en cuenta la información presentada en el estudio denominado “Modelación de Calidad del Agua para 13 planes de saneamiento y manejo de vertimientos (PSMV) en Municipios del Departamento del Cauca”, realizada por el Consorcio Mínimos Ambientales en el año 2015, se dispone de la siguiente información en 83 puntos de monitoreo de vertimientos y de cuerpos receptores:

Las mediciones in situ disponibles, fueron: Caudal, pH, Temperatura y Conductividad Eléctrica (C.E).

Los reportes de laboratorio: DBO₅, DQO, SST, O.D, Salinidad, Nitrógeno Total, Nitrógeno amoniacal, Grasas y Aceites.

Para los 83 puntos de monitoreo se cuenta con datos de DBO medidos a 5, 7, 9 y 11 días, los cuales se requieren para el cálculo de las constantes de desoxigenación.

En el marco de estudio de consultoría, se levantó entre otra información, caracterizaciones de vertimientos municipales y monitoreo de calidad del agua con el objeto de formular los Planes de Saneamiento y Manejo de vertimientos en 13 Municipios del Departamento del Cauca. (Ver Anexo N).

7.1. REVISION Y ORGANIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN

En primera instancia y considerando los datos que han sido obtenidos mediante el estudio realizado por la empresa contratista Consorcio Mínimos Ambientales, sobre la modelación de calidad del agua, se realizó una revisión preliminar a los datos mencionados anteriormente. Se dividieron en vertimientos y calidad de fuentes receptoras, esto con el fin de realizar un tratamiento de la información según su procedencia y aplicando las metodologías adecuadas para cada tipo.

7.2. AJUSTE DE DATOS

Los puntos de muestreo por cada PTAR fueron cuatro. Dos antes y después de la PTAR, para evaluar calidad de fuentes receptoras, y dos a la entrada y salida de la PTAR para evaluar vertimientos. Teniendo en cuenta lo anterior, se eliminaron datos atípicos en el municipio de Piendamó correspondiente a las muestras 803 y 808, debido a que los valores de DBO reportados antes y después de la PTAR media loma eran inconsistentes, es decir antes de la PTAR se obtuvieron valores de DBO mayores que aguas abajo de la PTAR. Lo que indicaría de manera errónea que la fuente hídrica después de tener una descarga de agua residual disminuye su valor de DBO. También se eliminó la muestra con código 966 correspondiente al municipio de Inzá, porque el valor de DBO no corresponde a efluentes domésticos, ya que el valor de DBO₅ es de 678 mg/L que se clasifica

como un residuo industrial. De acuerdo a la literatura la variación de la DBO respecto al tiempo va en aumento, las muestras en calidad de fuentes receptoras con código 753, 766, 853, 863, 1092, 1093 y en vertimientos 857, 977, 1090, 1186 reportan el valor de DBO a los 11 días menor que a los 9 días, lo que implicó realizar la estimación del valor de la DBO a los 11 días.

7.3. CLASIFICACIÓN DE LAS FUENTES RECEPTORAS Y VERTIMIENTOS

Teniendo en cuenta que los datos de los sitios de monitoreo se dividieron en calidad de fuentes receptoras y vertimientos, se realizó la clasificación por grado de contaminación para fuentes superficiales utilizando la norma RAS 2000 tabla B.2.1. (Tabla 3) y el índice de calidad de aguas (ICA) del IDEAM. En cuanto a vertimientos la clasificación fue hecha según la tabla 5 propuesta por Metcalf y Eddy (1981), que presenta la composición típica de un agua residual domestica de acuerdo a diversos parámetros, para este caso puntual se tuvo en cuenta con mayor relevancia la DBO₅.

7.3.1 Clasificación de las fuentes receptoras según el ICA

Utilizando el índice de calidad del agua en corrientes superficiales del IDEAM y aplicando su fórmula general:

$$ICA_{njt} = \left(\sum_{i=1}^n W_i * I_{ikjt} \right)$$

Ecuación 4. Calculo del ICA

Dónde:

ICA_{njk}: índice de calidad del agua de una determinada corriente superficial en la estación de monitoreo de la calidad del agua j en el tiempo t, evaluado con base en n variables.

W_i: es el ponderador o peso relativo asignado a la variable de calidad i (ver tabla 2).

Tabla 1. Variables y ponderación para el caso de 5 variables

Variable	Unidad de medida	Ponderación
Oxígeno Disuelto, OD.	% saturación	0,2
Sólidos Suspendidos Totales, SST.	mg/l	0,2
Demanda Química de Oxígeno, DQO	mg/l	0,2
Conductividad Eléctrica, C.E.	µs/cm	0,2
pH	Unidades de pH	0,2

Fuente: IDEAM, 2011

I_{ikjt}: es el valor calculado de la variable i (obtenido de aplicar la curva funcional o ecuación correspondiente), en la estación de monitoreo j, registrado mediante la medición realizada en el trimestre k, del periodo de tiempo t.

n: es el número de variables de calidad involucradas en el cálculo del indicador; n es igual a 5, o 6 dependiendo de la medición del ICA que se seleccione.

Para efectuar la clasificación de las fuentes receptoras según el ICA, se realizó el cálculo del índice utilizando las ecuaciones propuestas por el IDEAM para cada uno de los cinco parámetros siguientes:

7.3.1.1 Oxígeno Disuelto (OD):

$$OD_{\text{saturación}} = 14,652 - 0,41022 * T + 0,007991 * T^2 - 0,000077774 * T^3$$

Ecuación 5. Cálculo del OD de saturación

$$p = 760 * e^{\frac{-a.s.n.m}{8005}}$$

Ecuación 6. Cálculo presión barométrica.

$$PS_{OD} = OD_{\text{saturación}} * \frac{p - p_v}{760 - p_v}$$

Ecuación 7. Cálculo de porcentaje de saturación de OD.

$$I_{OD} = 1 - (1 - 0,01 * PS_{OD})$$

Ecuación 8. Valor calculado de OD

Primero se determinó el oxígeno disuelto de saturación según la temperatura de cada punto de muestreo empleando la ecuación 5, posterior a esto se calculó la presión barométrica aplicando la ecuación 6. Después se obtuvo el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto por medio de la ecuación 7. Para este caso se tuvo en cuenta el valor de la presión de vapor según la temperatura y el oxígeno disuelto de saturación y finalmente se determinó el I_{OD} usando la ecuación 8.

7.3.1.2 Sólidos Suspendidos Totales (SST):

Utilizando los datos de SST de cada punto de monitoreo se aplicó la ecuación correspondiente para hallar el valor calculado de SST.

$$I_{SST} = 1 - (-0,02 + 0,003 * SST)$$

Ecuación 9. Valor calculado de SST

Aplicando la ecuación 9 se obtuvo el valor calculado de SST y teniendo en cuenta la clasificación establecida por el IDEAM, se realizó el cálculo para cada punto perteneciente a los datos de calidad de fuentes receptoras.

Si $SST \leq 4,5$ entonces $I_{SST} = 1$
Si $SST \geq 320$ entonces $I_{SST} = 0$

7.3.1.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO):

Se utilizaron los datos de DQO de cada muestra y programando en Excel se realizó el cálculo del I_{DQO} según cada uno de los rangos dados por el IDEAM y descritos a continuación.

Si $DQO \leq 20$, entonces $I_{DQO} = 0,91$
Si $20 < DQO \leq 25$, entonces $I_{DQO} = 0,71$
Si $25 < DQO \leq 40$, entonces $I_{DQO} = 0,51$
Si $40 < DQO \leq 80$, entonces $I_{DQO} = 0,26$
Si $DQO > 80$, entonces $I_{DQO} = 0,125$

7.3.1.4 Conductividad eléctrica (CE):

Con los datos de conductividad eléctrica de cada sitio de monitoreo, se aplicó la ecuación 10 para obtener el valor calculado de conductividad eléctrica y posterior a esto se realizó la clasificación según el IDEAM.

Cuando $I_{C.E.} < 0$, entonces $I_{C.E.} = 0$

$$I_{C.E.} = 1 - 10^{(-3,26 + 1,34 \ln C.E.)}$$

Ecuación 10. Valor calculado de CE.

7.3.1.5 pH:

Con los datos de pH se realizó la clasificación según los rangos que se describen a continuación definidos por el IDEAM.

Si $pH < 4$, entonces $I_{pH} = 0,1$
Si $4 \leq pH \leq 7$ entonces $I_{pH} = 0,02628419 * e^{(pH * 0,520025)}$
Si $7 \leq pH \leq 8$ entonces $I_{pH} = 1$
Si $8 < pH \leq 11$ entonces $I_{pH} = 1 * e^{[(pH-8)-0,5187742]}$
Si $pH > 11$ entonces $I_{pH} = 0,1$

Finalmente, el ICA se determinó aplicando la ecuación 4 y la clasificación se realizó utilizando la tabla 2.

Tabla 2. Calificación de la calidad del agua según los valores que tome el ICA

Categorías de valores que puede tomar el indicador	Calificación de la calidad del agua	Señal de alerta
0,00-0,25	Muy mala	Rojo
0,26-0,50	Mala	Naranja
0,51-0,70	Regular	Amarillo
0,71-0,90	Aceptable	Verde
0,91-1,00	Buena	Azul

Fuente: IDEAM, 2011

7.3.2 Clasificación de las Fuentes según el RAS 2000

Utilizando la norma RAS 2000 tabla B.2.1 (ver tabla 3) de calidad de la fuente, se realizó la clasificación de las fuentes receptoras, teniendo en cuenta los parámetros DBO y OD en cada sitio de monitoreo.

Tabla 3. Calidad de la fuente

Parámetros	Nivel de calidad de acuerdo al grado de polución			
	1. Fuente aceptable	2. Fuente regular	3. Fuente deficiente	4. Fuente muy deficiente
DBO (mg/L)				
Promedio mensual mg/L	1.5	1.5 - 2.5	2.5 – 4	>4
Máxima diaria mg/L	1 – 3	3 – 4	4 – 6	>6
Oxígeno Disuelto (mg/L)	>=4	>=4	>=4	<4

Fuente: adaptada de RAS 2000

7.3.3 Clasificación de vertimientos según Metcalf y Eddy (1981)

De acuerdo a algunos parámetros que presentan Metcalf y Eddy, sobre la composición típica de un agua residual doméstica, se realizó la clasificación para vertimientos teniendo en cuenta valores de DBO, DQO, SST y Nitrógeno Total (ver tabla 4).

Tabla 4. Composición típica del agua residual domestica

Constituyente	Fuerte	Media	Débil
DBO ₅	300	200	100
Nitrógeno total	85	40	20
DQO	1000	500	250
SST	350	200	100

Fuente: Adaptada de Metcalf y Eddy (1981)

7.4. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE MÍNIMOS CUADRADOS

Se elaboró una tabla de cálculo en la cual se expresan parámetros como: tiempo (t), variación del tiempo (Δt), DBO (y), pendiente (y'), el producto de la DBO por la pendiente ($y \cdot y'$) y finalmente la DBO al cuadrado (y^2). Posterior a esto se obtiene la sumatoria de cada columna requerida para el cálculo. Una vez se tienen los valores de la tabla, se procede a utilizar la herramienta solver para desarrollar las siguientes ecuaciones:

$$Na + b\Sigma y - \Sigma y' = 0$$

Ecuación 11. Primera ecuación de mínimos cuadrados

$$a\Sigma y + b\Sigma y^2 - \Sigma yy' = 0$$

Ecuación 12. Segunda ecuación de mínimos cuadrados

Al resolver las ecuaciones anteriores se obtienen los valores de a y b, y conociendo estos se calcula el resultado de Kd y L utilizando las ecuaciones 22 y 23.

7.5. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE THOMAS

Se comenzó calculando los valores correspondientes a Z por medio de la ecuación 31.

Para obtener Z se utilizan los valores de DBO (y) a los 5, 7, 9 y 11 días en mg/L y el tiempo (t) en días, datos disponibles para el estudio.

Luego se procede a elaborar un gráfico de Z versus el tiempo, teniendo en cuenta el mejor ajuste de los datos, buscando el R^2 que más se aproxima a la unidad. Posteriormente, de la ecuación se obtienen los valores de a y b, y finalmente el valor de Kd y L con las siguientes ecuaciones:

$$Kd = \frac{6b}{a}$$

Ecuación 13. Cálculo constante de desoxigenación.

$$L = \frac{1}{Kda^3}$$

Ecuación 14. Cálculo de la DBOU Carbonácea.

7.6. APLICACIÓN DEL MÉTODO DE AJUSTE DE CURVAS CON MATLAB

MATLAB al ser un software matemático de gran desempeño, es una herramienta que permite realizar ajuste de curvas con mayor precisión, utilizando ecuaciones polinómicas con grados altos y además ampliando las posibilidades de obtener un mejor ajuste de los datos muestrales. El programa MATLAB 9.2 de versión

R2017a fue el que se utilizó para el ajuste de curvas. Para el presente trabajo de investigación las ecuaciones polinómicas con grado mayor de dos no fueron las que generaron el mejor ajuste, por el contrario casi todos los puntos de monitoreo tuvieron el mejor arreglo con la ecuación racional de grado 1/1. Con este programa lo primero que se hizo fue introducir los datos de DBO (mg/L) versus el tiempo (Días) y generar la curva de DBO buscando el mejor ajuste definido por el valor del coeficiente de determinación. Para calcular la DBO del día 30 fue necesario realizar una estimación más allá del intervalo de observación, por medio de la extrapolación de los datos.

7.7. METODOLOGÍA APLICADA AL ANÁLISIS

Los Índices de Calidad del Agua – ICA se definen como una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que sirven como expresión de la calidad del agua; el índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o incluso un color. (Torres, y Col., 2009). En términos simples, un ICA es un número único que expresa la calidad del recurso hídrico mediante la integración de las mediciones de determinados parámetros de calidad del agua y su uso es cada vez más popular para identificar las tendencias integradas a los cambios en la calidad del agua. (Samboni, Carvajal y Escobar., 2007).

El Reglamento técnico del sector de Agua potable y Saneamiento básico RAS-2000 en su título B referente a sistemas de acueducto, presenta en la tabla B.2.1 (tabla 3), la clasificación de los niveles de calidad de las fuentes de abastecimiento en función de unos parámetros mínimos de análisis físico-químicos y microbiológicos, y el grado de tratamiento asociado.

Aunque en la práctica, existen caracterizaciones típicas de aguas residuales, las cuales son muy importantes como referencia de los parámetros de importancia por analizar y de su magnitud, hay que recordar que cada agua residual es única en sus características y que, en lo posible, los parámetros de polución deben evaluarse en el laboratorio para cada agua residual específica. (Romero, 2004). Para el presente trabajo de investigación se tienen los datos de laboratorio de algunos parámetros necesarios para la clasificación y según Metcalf y Eddy (1981) de acuerdo al valor de los mismos se clasifica como débil, media o fuerte.

Los valores de DQO se relacionan con los de DBO₅ en proporciones que varían de acuerdo a los componentes asociados a la materia orgánica en degradación. Esta relación es de gran importancia para determinar el tipo de contaminación de las aguas y la biodegradabilidad de la materia contaminante. (Hidalgo y Col., 2003).

El cálculo de las constantes de desoxigenación se realizó por tres métodos diferentes con el fin de seleccionar el mejor entre el método de Thomas y de mínimos cuadrados y buscar una referencia o apoyo utilizando MATLAB para ajuste de curvas, con los datos obtenidos realizar la correlación con el grado de contaminación tanto de las fuentes receptoras como de los vertimientos, esto se realizó aplicando como criterio el coeficiente de determinación (R^2). Para hallar

este coeficiente en el método de mínimos cuadrados fue necesario calcular la media aritmética, la varianza, la desviación típica para los valores del eje X (DBO) y Y (pendiente de la curva) y la covarianza, posteriormente, se calculó el coeficiente de determinación. En el método de Thomas y de ajuste de curvas con MATLAB no fue necesario calcular el coeficiente porque se obtiene al aplicarlos.

Para determinar si los métodos utilizados para el cálculo de las constantes de desoxigenación daban valores iguales o diferentes, se utilizó un ANOVA utilizando una hoja de cálculo en Excel 2010, con el fin de realizar la comparación estadística de los resultados obtenidos en cada método. Después de identificar el método con los mejores resultados de constantes de desoxigenación, se analizó el grado de contaminación de las fuentes receptoras y los vertimientos, para lo cual se utilizó el índice de biodegradabilidad, el índice ICA del IDEAM, el RAS 2000 y criterios establecidos por Metcalf y Eddy (1981) para una composición típica de un agua residual doméstica.

8. MARCO TEÓRICO

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es una medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación de la materia orgánica biodegradable presente en la muestra de agua como resultado de la acción de oxidación bioquímica aerobia. (Ramalho, 1996).

La DBO necesaria para oxidar todo el material orgánico carbonáceo biodegradable se denomina Demanda Bioquímica Última de Oxígeno Carbonácea (DBOUC).

En condiciones normales de laboratorio, esta demanda se cuantifica a 20°C, el ensayo estándar se realiza a cinco días de incubación y se conoce convencionalmente como DBO, con valores numéricos expresados en mg/L- O₂ (Romero, 2004).

La constante de desoxigenación indica el comportamiento de la DBO en el tiempo. Varios factores influyen en su valor, como la temperatura, la concentración de OD y la misma materia orgánica presente. (Pérez, 2015).

La DBO es el parámetro más usado para medir la calidad de aguas residuales y superficiales. La formulación matemática de la DBO Carbonácea fue hecha por Streeter y Phelps con base en la ley empírica de Theriault de que la tasa de oxidación bioquímica de la materia orgánica es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica biodegradable presente; es decir obedece a una ecuación de primer orden. Matemáticamente se tiene. (Romero, 2004).

$$\frac{dL_t}{dt} = -KdL_t$$

Ecuación 15. Ecuación de primer orden.

Dónde:

L_t: DBO remanente en el agua para el tiempo t, mg/L

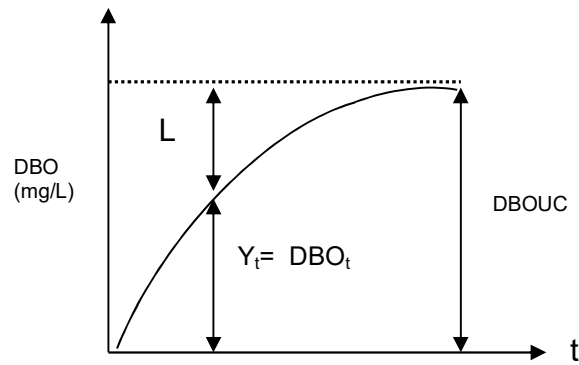
Kd: Constante que expresa la tasa de oxidación, d⁻¹

t: tiempo de oxidación, d

dL_t/dt: tasa de oxidación de la materia orgánica carbonácea, mg/L.d

La DBO ejercida en cualquier tiempo t es:

$$Y = L(1 - 10^{-Kt})$$



Fuente: Romero, 2004

En Colombia, por medio del Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible (Decreto 1076 de 2015), se encuentran compilados en un solo cuerpo normativo todos los decretos reglamentarios vigentes expedidos hasta la fecha, que desarrollan las leyes en materia ambiental. Teniendo en cuenta esta finalidad este decreto no contiene ninguna disposición nueva, ni modifica las existentes.

El Decreto 3930 del 2010, establece los parámetros mínimos que deben ser utilizados en los modelos de simulación aplicables en la ordenación del recurso hídrico, los cuales se presentan a continuación:

DBO₅: Demanda Bioquímica de oxígeno a cinco (5) días. DQO: Demanda química de oxígeno. SST: Sólidos Suspendidos Totales. pH: Potencial del Ion hidronio, H⁺. T: Temperatura. OD: Oxígeno disuelto. Q: Caudal. Datos Hidrobiológicos. Coliformes Totales y Fecales.

La Resolución 0631 de 2015, establece en su Capítulo V los parámetros fisicoquímicos y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas (ARD) y de las aguas residuales de los prestadores del servicio público de alcantarillado a cuerpos de aguas superficiales, a cumplirse a partir del 01 de enero del 2016.

A continuación se resumen algunos métodos para determinar las constantes de desoxigenación, entre ellos el método de los mínimos cuadrados, el método de Thomas y las curvas de regresión.

8.1. MÉTODO DE LOS MÍNIMOS CUADRADOS

La ecuación de la DBO:

$$Y = L(1 - e^{-Kt})$$

Ecuación 16.

Dónde:

Y: DBO ejercida por el agua después de un tiempo t, mg/L.

L: DBOUC, mg/L, o DBO remanente en el agua para t=0

kd: constante de velocidad de reacción de la DBO, base decimal, d⁻¹

T: tiempo de reacción, d

En forma diferencial:

$$\frac{dy}{dt} = Kd(L - y)$$

Ecuación 17. Ecuación de la DBO forma diferencial

La ecuación anterior es lineal entre dy/dt y y, por lo cual se pueden obtener expresiones para L y Kd por mínimos cuadrados. El valor de dy/dt es la pendiente de la curva que va a ajustarse a través de los diferentes pares de valores observados de y y t; sin embargo, por errores experimentales; los dos términos de la ecuación anterior no serían iguales y habrá una diferencia R dada por las ecuaciones siguientes:

$$R = Kd(L - y) - \frac{dy}{dt}$$

Ecuación 18.

$$R = KL - Ky - y'$$

Ecuación 19.

O también,

$$R = a + by - y'$$

Ecuación 20.

Dónde:

$$a = KdL$$
$$b = -Kd$$

El método de los mínimos cuadrados requiere que la suma de los cuadrados de las N diferencias sea un mínimo, es decir,

$$\Sigma R^2 = \Sigma(a + by + y^2) = un\ minimo$$

Ecuación 21.

La ecuación anterior se cumple cuando las primeras derivadas de ΣR^2 , con respecto a a y b, son iguales a cero.

Para N+1 pares de valores observados de y y t se obtienen las dos ecuaciones normales:

$$Na + b\sum y - \sum y' = 0$$

Ecuación 22.

$$a\sum y + b\sum y^2 - \sum yy' = 0$$

Ecuación 23.

Donde

$$Kd = -b$$

Ecuación 24.

$$L = -\frac{a}{b}$$

Ecuación 25.

N= números de pares de valores observados -1

Los valores de y' se calculan, para Δt constante, así:

$$\frac{dy}{dt} = y' = \frac{y_{N+1} - Y_{N-1}}{2 \Delta t}$$

Ecuación 26. Cálculo y' para Δt constante.

También, para Δt variable, el cálculo se hace así:

$$y' = \frac{(Y_N - Y_{N-1}) \left(\frac{t_{N+1} - t_N}{t_N - t_{N-1}} \right) + (Y_{N+1} - Y_N) \left(\frac{t_N - t_{N-1}}{t_{N+1} - t_{N-1}} \right)}{t_{N+1} - t_{N-1}}$$

Ecuación 27. Cálculo y' para Δt variable.

Donde

Y_N y t_N : magnitud y tiempo del punto para el cual se calcula y'

Y_{N-1} y t_{N-1} : valores para el punto inmediatamente anterior

Y_{N+1} y t_{N+1} : valores para el punto inmediatamente siguiente

8.2. MÉTODO DE THOMAS

El método de Thomas es un procedimiento gráfico y analítico basado en la ecuación

$$e^{Kt} = 1 + Kd_t + \frac{(Kd_t)^2}{2!} + \frac{(Kd_t)^3}{3!} + \frac{(Kd_t)^4}{4!} + \dots$$

$$1 - e^{-kt} = Kd_t \left(1 - \frac{(Kd_t)}{2} + \frac{(Kd_t)^2}{6} - \frac{(Kd_t)^3}{24} + \dots \right)$$

$$Kd_t \left(1 + \frac{Kd_t}{6} \right)^{-3} = Kd_t \left(1 - \frac{(Kd_t)}{2} + \frac{(Kd_t)^2}{6} - \frac{(Kd_t)^3}{21.6} + \dots \right)$$

Ecuación 28.

Entonces, despreciando los términos con fluctuaciones más grandes,

$$1 - e^{-Kd_t} \approx Kd_t \left(1 + \frac{Kd_t}{6} \right)^{-3}$$

Ecuación 29.

En base 10

$$\left(\frac{t}{y} \right)^{\left(\frac{1}{3} \right)} = (2.3KdL)^{\left(-\frac{1}{3} \right)} + \frac{Kd^{\left(\frac{2}{3} \right)}}{3.43L^{\left(\frac{1}{3} \right)}} t$$

Ecuación 30.

Donde

$$Z = \left(\frac{t}{y} \right)^{\frac{1}{3}}$$

Ecuación 31.

$$a = (KdL)^{-1/3}$$

Ecuación 32. Cálculo de a por método de Thomas.

$$b = \frac{Kd^{2/3}}{6L^{1/3}}$$

Ecuación 33. Cálculo de b por método de Thomas.

De esta manera se puede construir un gráfico de Z contra t , el cual se ajusta a una recta. La pendiente b de la recta y la ordenada en el origen a , de la recta, se usan para el cálculo de Kd y L .

Para el cálculo de Kd y L (ver ecuación 13 y 14) se usan valores de DBO para los primeros diez días de incubación o se inhibe nitrificación. En general, los valores experimentales de y deben ser menores de $0.9L$ para mantener una relación lineal.

8.3. MÉTODO DE AJUSTE DE CURVAS CON MATLAB

MATLAB (MATrix LABoratory) es un programa comercial para la realización de cálculos matemáticos y generación de gráficos. Dispone también de un lenguaje de programación de alto nivel. Además de la versión del programa se dispone de

gran número de toolboxes (literalmente cajas de herramientas) que son conjuntos de programas escritos en el lenguaje de programación de MATLAB, desarrollados para una aplicación específica. Después de instalar el programa en el ordenador, se ingresa y en la ventana de editor se escriben los valores de las matrices que harán parte de la gráfica o curva a ajustar. El valor del eje X será el tiempo en días y el del eje Y la DBO en mg/L. la programación se realiza creando dos matrices de igual tamaño una con la DBO y la otra con el tiempo y al correr el programa este grafica los valores generando una curva, el ajuste se puede realizar de acuerdo a la ecuación que represente mejor los datos.

8.4. ANÁLISIS DE VARIANZA DE UN FACTOR

La dispersión que presenta una variable de una población (variabilidad) se estudia principalmente a través de la varianza; la vemos como la desviación de cada variable respecto a la media de la población. De esta forma se tiene una visión global, sin distinguir los posibles factores que influyen o pueden influir en el proceso. En muchos casos esta variabilidad existente entre los individuos se debe a una serie de factores independientes; detectar y analizar estos factores es lo que se realiza con el Análisis de Varianza (ANOVA).

Con esta expresión se especifica que los grupos de muestras se clasifican según un único criterio, es decir, un único factor controlado, por ejemplo, degradación de determinado analito a diferentes tiempos, o contenido de algún compuesto en plantas que han crecido en diferentes suelos. El tiempo y el tipo de suelo son los factores controlados, respectivamente. En ambos casos tendremos una matriz de datos, cuyas dimensiones serán: número de réplicas (n) x número de tratamientos (k).

El parámetro que nos va decir si las diferentes muestras estadísticas (serie de réplicas) que hemos obtenido experimentalmente tienen medidas iguales o diferentes es el nivel de significación entre grupos obtenido de la comparación entre la F calculada y la tabulada. Si hemos elegido un nivel de 0,05 como significativo, habitual en estudios experimentales, aceptaremos que las medidas son diferentes cuando el nivel de significación sea menor de 0,05.

9. MARCO REFERENCIAL

Para el estudio sobre la reaeración y la cinética de la desoxigenación en sistemas abiertos y cerrados realizado por Ernest M. Jennelle en Virginia, Estados Unidos, el objetivo principal de esta investigación fue determinar si había diferencia en el modo de degradación biológica de un desecho en una corriente y la DBO de la botella, y si existen diferencias, determinar la razón de estas. Los siguientes cuatro sistemas se seleccionaron para el estudio en cada experimento: (1) un canal simulado, (2) un tanque de agitación, (3) botella DBO estándar de 300 ml y (4) botellas mezcladas y en reposo de 2,4 litros. Esta disposición permitió la medición de los efectos de la dilución y la mezcla en cada experimento. Los experimentos sobre respuestas de desoxigenación fueron diseñados para evaluar las relaciones que existen para la degradación biológica en sistemas de reposo cerrados con los que ocurren en sistemas turbulentos abiertos. Para presentar los resultados, los experimentos se han agrupado según el sustrato y el tipo de semilla utilizada. El valor k_1 obtenido puede variar en un amplio rango dependiendo del método de evaluación. Se demostró que la evaluación del mismo conjunto de datos mediante diversos procedimientos matemáticos y gráficos que se han propuesto para calcular k_1 dio un rango de 0,0002 a 0,0232 día⁻¹. (Jennelle , 1969).

Un estudio sobre las constantes cinéticas se realizó en el 2009 y consistió en la determinación de la constante de desoxigenación por demanda Béntica en el Río Pasto. El río Pasto es una fuente hídrica muy importante porque atraviesa toda la ciudad de San Juan de Pasto, convirtiéndose en receptor de todos los vertimientos de aguas residuales e industriales que se generan en la ciudad. El río Pasto es un típico río de montaña que nace en el páramo del Bordoncillo, recorre la ciudad de San Juan de Pasto y, finalmente, desemboca en el río Juanambú. En el caso específico de este estudio se va a determinar el valor de la constante de desoxigenación por demanda béntica, parámetro necesario para los modelos de calidad de agua; la demanda béntica de oxígeno mide la cantidad de oxígeno disuelto que es consumido por la materia orgánica y los sedimentos. Para llevar a cabo la determinación de dicha constante se realizaron dos muestreos: uno en época de verano y otro en época de invierno, para abarcar todas las posibles variaciones de caudal y temperatura del agua del río. Para cada estación se tomaron 21 muestras en verano y 21 muestras en invierno, para un total de 42 muestras por cada estación. Las muestras fueron extraídas en las orillas debido a que el río Pasto es un río de montaña y presenta una velocidad superior a 0.5 m/s favoreciendo la sedimentación en las orillas. Las muestras de sedimentos fueron tomadas de forma manual.

Para el cálculo de la constante de desoxigenación por demanda béntica se utilizó la pendiente de la curva de oxígeno disuelto contra tiempo, el volumen del agua sobrenadante y el área superficial del sedimento; este cálculo se realizó mediante la siguiente expresión.

$$SOD_T = 0,024 \frac{V}{A} (-b)$$

Ecuación 34.

Dónde:

SODT: Demanda béntica de oxígeno en gr O₂ /m² /día.

V: Volumen del agua sobrenadante en litros.

A: Área superficial del sedimento en m².

B: Pendiente obtenida de la regresión lineal.

0,024: Constante de conversión de unidades.

En la estación “La Laguna” tanto en época de invierno como de verano; el intervalo de valores para la constante de desoxigenación por demanda béntica - SOD en invierno puede estar entre 0,360 y 1,038 gm² /d, y en verano en un rango 0,293 y 0.756 gm² /d, considerando el agua de ese lugar como limpia o de buena calidad.

Las diferencias mínimas entre los valores de demanda béntica de oxígeno tanto en invierno como en verano se debe a que la composición granulométrica del sedimento no varía; estos resultados obedecen fundamentalmente a que en la estructura del sedimento predomina el material arenoso. La relación entre pendiente y la constante de desoxigenación por demanda béntica indicó un comportamiento inversamente proporcional, lo cual permite concluir que los ríos de montaña por su condición de pendiente pronunciada y alta velocidad, favorece la sedimentación en las orillas, evitando que la demanda de oxígeno se produzca en todo el cuerpo de agua. (López y Col., 2009).

En Colombia para Noviembre de 2013 se realizó un análisis simplificado de oxígeno disuelto, sobre el río Ubaté, con el modelo Qual2k, utilizando formulas empiricas, con el cual se obtuvieron las contantes de desoxigenación y de re-aireación. El rio Ubaté está ubicado en el departamento de Cundinamarca, y se le considera el principal tributario de la laguna de Fúquene, que a su vez pertenece a la gran cuenca del Ubaté-Suarez. Esta cuenca se caracteriza por ser un área de gran actividad lechera y de pastoreo, con gran demanda de recurso hídrico, como también fuente receptora de las descargas de aguas residuales domésticas e industriales y de la influencia de otros ríos. Las principales actividades económicas de la región se basan en: Agricultura y siembra de papa, arveja, trigo y cebada. La mediana minería como la extracción de material pétreo como arenas y gravas, explotación de carbón y actividad extractiva de acilla para la fabricación de ladrillos. Ganadería, con el sostenimiento de ganado especializado en producción lechera y comercialización de razas bovinas. El recurso hídrico del área de estudio está sometido a usos diversos: doméstico, pecuario y agrícola (riego), abrevadero, comercial y recreativo, entre otros.

Para el cálculo de la constante de desoxigenación se tomaron los datos de caudal, velocidad del río y concentración de DBO entre tramos consecutivos utilizando la siguiente ecuación.

$$K_1 = V \frac{\ln \frac{Q_1 L_1}{Q_2 L_2}}{X_2 - X_1}$$

Ecuación 35.

Donde, K_1 = Constante de desoxigenación, d^{-1}
 V = Velocidad media del río, m/s
 Q_1 = Caudal aguas arriba, m^3/s
 Q_2 = Caudal aguas abajo, m^3/s
 L_1 = Concentración de DBO aguas arriba, mg/L
 L_2 = Concentración de DBO aguas abajo, mg/L
 X_1 = Distancia aguas abajo, m
 X_2 = Distancia aguas arriba, m

Para la constante de re-aireación del río Ubaté se determinó mediante las formulas empíricas de Owens y Gibbs, vale la pena resaltar que la re-aireación es el proceso por el cual el oxígeno y demás componente gaseosos del aire son renovados en las aguas en movimiento de un río. La constante de re-aireación está sujeta a diferentes factores, con mayor y menor intensidad, desde la temperatura y la agitación hasta la relación entre la superficie de intercambio y el volumen del agua.

En las condiciones actuales, el río Ubaté se encuentra catalogado, según la resolución 3462 de 2009 como de clase III, es decir con agua apta solo para ganadería y actividades agrícolas restringidas.

Los resultados obtenidos fueron para la constante de desoxigenación entre 0,5 y 4,0 d^{-1} y para la constante de re-aireación valores entre 1 y 8 d^{-1} concluyendo que dichos resultados indican condiciones aerobias en todos los tramos analizados del río Ubaté. De tal manera que se establece que el río Ubaté tiene valores considerables pertenecientes a la constante de desoxigenación que se ven en algunos tramos mayores especialmente cuando hay vertimientos de aguas altamente contaminadas. El río Ubaté, en las condiciones actuales muestra valores de OD en los primeros 16 km por encima de 6 mg/l , lo que indica condiciones de un río saludable. Sin embargo, después de la descarga del río Suta, la concentración de OD llega a valores por debajo de 1 mg/l , condición de un cuerpo seriamente contaminado. Como recomendación se planteó que para la recuperación del río Ubaté se requiere el mejoramiento de sus afluentes, en especial del río Suta, el cual es el receptor de los sistemas de alcantarillado de las poblaciones existentes en dicha cuenca. (Santamaría, 2013).

En la determinación de la tasa de desoxigenación basada en la condición física del río, estudio de caso del río Citepus. Los resultados indican que el río Citepus es

poco profundo con una profundidad de agua máxima de 1,1 m. La comparación de la profundidad del agua entre puntos de muestreo aguas arriba y aguas abajo, muestra que el área aguas abajo tiene aguas más profundas que el área aguas arriba, por lo que puede suponerse que la velocidad de desoxigenación sería menor en el área aguas abajo. Esto puede suponer que la actividad de los microorganismos para descomponer la materia orgánica es lenta en el agua del río. Teniendo el rango de la tasa de desoxigenación entre $0,06 - 0,48 \text{ d}^{-1}$ como el valor determinado por análisis de laboratorio y $0,42 - 0,64 \text{ d}^{-1}$ como el valor determinado por la ecuación empírica, se puede suponer que la condición física del río puede usarse solo para determinar el alto valor en el rango de la tasa de desoxigenación. (Meilawati y Col., 2013).

En otro estudio llevado a cabo en el departamento del Quindío, sobre el río Azul para Septiembre de 2015, se determinó de igual manera, la constante que expresa la tasa de oxidación mediante la ecuación (Romero, 2004):

$$Kde = \frac{1}{\Delta t} \ln \left[\frac{L_A}{L_B} \right] \qquad Kd = \frac{Kde}{2.3}$$

Ecuación 36.

Dónde:

Kde: Constante de desoxigenación (base e), día-1

Kd: Constante de desoxigenación (base 10), día-1

L_A: DBOC en el punto A, mg/l

L_B: DBOC en el punto B, mg/l

Δt : Tiempo de viaje entre A y B, días

A: Punto localizado aguas arriba

B: Punto localizado aguas abajo

En el estudio denominado modelación de la calidad del agua río azul, municipio de Pijao departamento del Quindío se escogió el método del cálculo de tramos que corresponde a la representación de la ecuación anterior por la siguiente razón, si bien es cierto, que existen otros métodos para determinar la constante de desoxigenación el método de mínimos cuadrados, método de Thomas, método de la pendiente de Thomas, método de los puntos de Rhame - para llevar a cabo la modelación se decide por la metodología del cálculo de tramos, método más intuitivo y de mayor facilidad de manejo, y el cual permite obtener las constantes entre cada tramo (estaciones de muestreo), lo que da una representación muy aproximada de los valores de decaimiento que se dan en el cauce.

En el tramo seleccionado sobre el Río Azul se logró establecer que el mayor impacto que podría afectar la calidad de sus aguas sería el asociado al vertimiento producido por la industria de truchas ACUAZUL LTDA. En dicha modelación, se concluyó que La calidad del agua en el río Azul registrada el día 28 de Julio de 2015, cumplía con los objetivos de calidad propuestos por la Corporación

Autónoma Regional del Quindío, en su Resolución No. 1035 de Noviembre de 2008, como tributario principal del río Lejos. (Pérez, 2015).

En Brasil más específicamente en el municipio de Lavras se evaluó la tasa de desoxigenación, reaeración y potencial de autopurificación de una pequeña corriente urbana tropical, la corriente de Vermelho Ribeirão, se dividió en tres secciones para el estudio de simulación del proceso de purificación, a saber: la sección I, de 0 a 4,76 km; II, de 4,76 a 7,19 km y III, de 7,19 a 8,65 km. El criterio para definir y crear cada sección se basó en las características hidráulicas del río, la ubicación de las fuentes contaminantes y la confluencia de la corriente. Se llevaron a cabo cuatro campañas de campo (abril-octubre de 2014) en dos períodos (verano e invierno) para determinar las variables de entrada del modelo de autopurificación en 11 estaciones de muestreo con diferentes grados de impacto antropogénico y fuentes potenciales de contaminación. Los niveles de oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) se midieron en ocho estaciones de muestreo y las tres estaciones de muestreo restantes después de cada mezcla de afluente. Se tomaron muestras de agua en 3 puntos después de mezclar con el afluente principal del río para determinar el coeficiente de desoxigenación (K_1). El muestreo se llevó a cabo de forma manual mediante la recolección cerca de la superficie del agua, debido a la profundidad del agua poco profunda en el área de estudio. Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis del Agua de Ingeniería Ambiental e Ingeniería Sanitaria en el Departamento de la Universidad Federal de Lavras. La constante de velocidad de desoxigenación (K_1) se calculó a partir de datos de DBO y se ajustó de acuerdo con las curvas correspondientes utilizando el método propuesto por Thomas (1950), así como el ajuste de temperatura propuesto por Tebbut (1998). Los coeficientes R^2 fueron muy cercanos a la unidad, lo que indica una estrecha asociación de los datos estimados y observados. Las secciones I y III del área de estudio mostraron valores K_1 más altos en el período de verano e invierno. Se obtuvieron valores de K_1 de $0,13 \pm 0,01 \text{ d}^{-1}$ para la sección I, $0,08 \pm 0,04 \text{ d}^{-1}$ para la sección II y para la sección III de $0,12 \pm 0,01 \text{ d}^{-1}$. Los valores de K_1 en ribeirão vermelho fueron similares a los valores encontrados en la literatura técnica, y se clasificaron como agua limpia o efluente secundario.

Tabla 5. Valores medios y de desviación estándar del coeficiente de desoxigenación (K_1) y el coeficiente de reaeración (K_2) en cada sección de muestreo, con su DBO_5 y DBO_u (L_0).

Seccion	Q (m^3s^{-1})	DBO_5 (mgL^{-1})	K_1 (d^{-1})	R^2	L_0 (mgL^{-1})	K_2 (d^{-1})
Verano						
I	0,26	24,5+ 3,11	0,13+0,01	0,99	72,1+4,5	4,0
II	0,39	23,9+5,26	0,08+0,04	0,98	100,7+8,1	2,5

III	0,43	24,9+6,92	0,12+0,01	0,98	84,5+15,7	7,4
Invierno						
I	0,09	24,9+2,71	0,09+0,04	0,99	90,4+17,7	5,3
II	0,18	30,4+3,45	0,07+0,05	0,98	171,8+68,7	14,58
III	0,25	41,6+4,20	0,15+0,05	0,98	101,5+3,7	*

Fuente: Cunha de Menezes y Col (2015)

Como se puede observar en la tabla anterior los valores más altos encontrados para el parámetro K_1 ocurrieron durante el invierno, cuando los niveles de flujo fueron bajos en las secciones estudiadas y la carga orgánica fue mayor.

La simulación del perfil de oxígeno disuelto y la demanda biológica de oxígeno se ajustaron bien al modelo, indicando la prevalencia de desoxigenación carbonosa debida a la nitrificación y también demostrando la importancia de la reacción natural como parte del proceso de purificación. Se observó una respuesta diferente durante el invierno, en la cual los altos valores de productividad primaria permanecieron en el flujo del proceso de reaireación. Los valores de demanda biológica de oxígeno no cumplieron con los límites recomendados por la resolución del ministerio del medio ambiente 357/2005 en todo el sistema fluvial y todo el período de estudio. En conclusión, el ribeirão vermelho no puede autopurificarse en toda su longitud, y la calidad del agua está influenciada por la descarga de efluentes que intensifica la degradación. (Cunha de Menezes y Col., 2015).

En el estudio denominado Tasas de desoxigenación y reaireación para el río Sinú se pretendió definir las tasas de desoxigenación (K_d) y aireación (K_a) para el río en mención, de tal manera que se realizaron simulaciones de calidad de agua, utilizando el modelo de Streeter y Phelps. Se tomaron datos históricos de 8 años de seguimiento (2000 a 2007) de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Total, Oxígeno Disuelto (OD), Temperatura y Caudal en 10 estaciones ubicadas a lo largo de la corriente. Una vez calibrado el modelo, se validó con datos tomados desde 2008 a 2014. Se observó que las estaciones cercanas a la presa y al complejo lagunar del Bajo Sinú presentaron valores mayores de K_d y menores de K_a , no obstante, admisibles para ríos poco contaminados. Los coeficientes variaron dependiendo del tramo, del caudal y de la temperatura a lo largo del año. Sin embargo, estos coeficientes indican que el río Sinú es una corriente con bajos niveles de contaminación y con un alto potencial de autopurificación.

El propósito de ese trabajo fue determinar para el río Sinú, después del embalse Urrá I, los valores de las tasas de desoxigenación (K_d) y aireación (K_a) a partir de la ecuación de Streeter y Phelps y la simplificación propuesta por Thomas, tomando los datos históricos compilados por la Empresa Urrá S. A., en el marco del seguimiento permanente de las condiciones fisicoquímicas del río Sinú. Se

pretendía aportar valores de K_d y K_a que sirvan de línea base para establecer el grado de contaminación y la capacidad de autopurificación de la corriente.

La corriente del río Sinú fue dividida en tres tramos: Alto, Medio y Bajo. Se caracterizaron 10 estaciones de monitoreo (identificadas con la letra M), localizadas desde el embalse de Urrá I hasta el municipio de San Bernardo del Viento. Se tomaron para el Tramo Alto las estaciones M1 a M4, para el Tramo Medio las estaciones M5, M6 y M7, y para el Tramo Bajo las estaciones M8, M9 y M10.

Los coeficientes K_d y K_a reflejan una tasa promedio de desoxigenación y reaireación acorde con la calidad del agua registrada en cada tramo. Esta situación coincide con lo reportado en la literatura, que indica que los valores más altos de K_d están asociados con los sectores donde se reciben las cargas más altas de contaminación por materia orgánica. Estos resultados contrastan con los valores de K_d y K_a en el tramo 2, que por ser menores reflejan condiciones de poca contaminación y un mayor poder de autopurificación del río en esta sección.

Utilizando el método de Thomas, para hallar las Tasas de desoxigenación y reaireación para el río Sinú en tres tramos, se obtuvieron valores de K_d para el tramo alto con DBO_5 promedio de 2,25 mg/L de $0,38 \text{ d}^{-1}$, tramo medio con DBO_5 promedio de 2,82 mg/L de $0,25 \text{ d}^{-1}$ y tramo bajo con DBO_5 promedio de 2,92 mg/L de $0,28 \text{ d}^{-1}$.

Finalmente se pudo concluir que de acuerdo con los coeficientes de desoxigenación y reaireación hallados, el río Sinú presenta características típicas de corrientes con bajos niveles de contaminación orgánica y con una alta capacidad de autopurificación. Sin embargo, es necesario controlar las descargas de aguas contaminadas de origen antrópico, como las de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, en función de la capacidad depuradora de la corriente. Los principales agentes que inciden en el déficit de oxígeno en el río Sinú son el embalse de Urrá I y los aportes de la Ciénaga Grande del Bajo Sinú, principalmente en las estaciones M1, M2 y M9, M10, respectivamente. También se pudo establecer que con los valores de K_d y K_a definidos para cada tramo del río Sinú se puede determinar los límites de carga contaminante de los vertimientos que son arrojados en la corriente, lo cual facilita la planificación y gestión del recurso hídrico, y con ello su sostenibilidad ambiental. (Feria y Col., 2016).

La información recolectada para el presente trabajo de investigación, pertenece a revistas científicas, libros entre otros documentos, pero está orientada a la modelación de la calidad del agua, de tal manera que se determinan las constantes de desoxigenación aplicando alguno de los métodos planteados, es decir, el método de Thomas y mínimos cuadrados, pero no se encuentra información similar al cumplimiento de los objetivos aquí propuestos, como es el correlacionar la DBO con las constantes de desoxigenación. Además se utilizaron

base de datos como EBSCO Host, Science Direct y Ambientalex donde tampoco fue posible encontrar información al respecto.

10. APLICACIÓN DE LOS MÉTODOS EN LAS FUENTES RECEPTORAS Y VERTIEMENTOS

El cálculo de las constantes de desoxigenación y la DBO Última Carbonácea por medio del método de mínimos cuadrados, Thomas y MATLAB, es realizado para los 83 sitios de monitoreo.

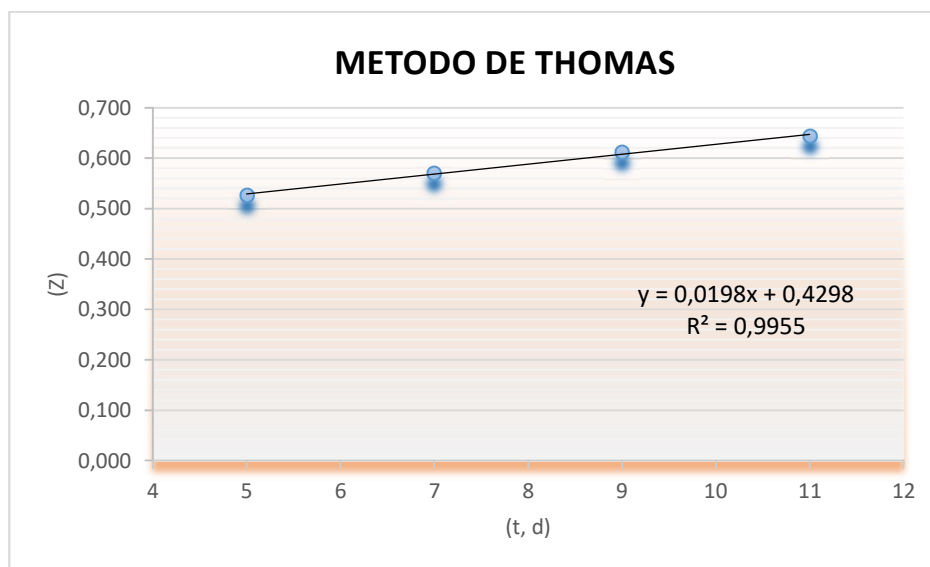
Para efectos de ilustrar el cálculo tipo, se presenta una muestra de calidad de fuentes receptoras con código 775 y la otra de vertimientos con código 752, en las cuales se desarrollaron cada uno de los métodos y cálculos planteados en el proyecto de investigación. Posteriormente se aplicaron al resto de muestras.

10.1. CÁLCULO DE LA K_d Y LA DBO_{UC} (L) POR EL MÉTODO DE THOMAS

Utilizando los valores de DBO (y) y el tiempo, se calculó z como se observa en la tabla 6.

Tabla 6. Cálculo del K_d y L por el método de Thomas para la muestra con código 775

DBO, mg/L	t(días)	$z = \left(\frac{t}{y}\right)^{\frac{1}{3}}$
34,3	5	0,526
37,9	7	0,569
39,3	9	0,612
41,2	11	0,644



Gráfica 1. Método de Thomas para muestra 775 de fuentes superficiales

$$y = 0,0198x + 0,4298$$

Los valores resultantes son $a = 0,43$ y $b=0,02$ para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras.

Utilizando la ecuación 13 y 14 se calculó la K_d y L .

$$K_d = \frac{6 * (0,02)}{0,43} = 0,28 \text{ d}^{-1}$$

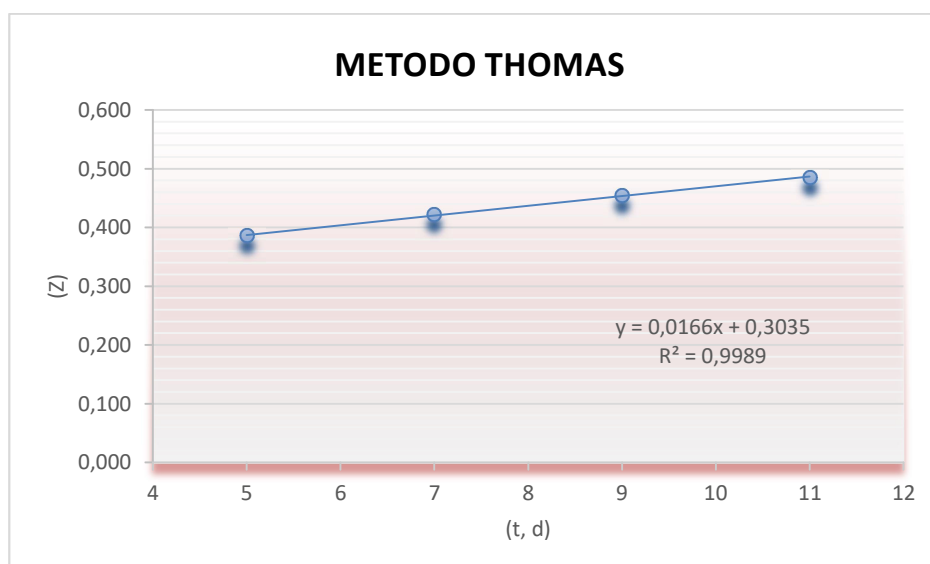
$$L = \frac{1}{(0,28) * 0,43^3} = 45,07 \text{ mg/L}$$

De igual forma se realizó para la muestra 752 de vertimientos como muestra en la tabla 7.

Tabla 7. Calculo de K_d y L por el método de Thomas para la muestra con código 752

DBO, mg/L	t(días)	$z = \left(\frac{t}{y}\right)^{\frac{1}{3}}$
87,3	5	0,385
93,6	7	0,421
95,9	9	0,454
96,2	11	0,485

De la gráfica 1, se obtienen los valores de los regresores a y b . La ecuación lineal de ajuste de los datos permite calcular la constante de desoxigenación K_d y la DBOU.



Gráfica 2. Método de Thomas para muestra 752 de vertimientos

$$y = 0,0166x + 0,3035$$

Los valores resultantes son $a=0,30$ y $b=0,02$ para la muestra 752 de vertimientos. Utilizando la ecuación 13 y 14 se calculó K_d y L .

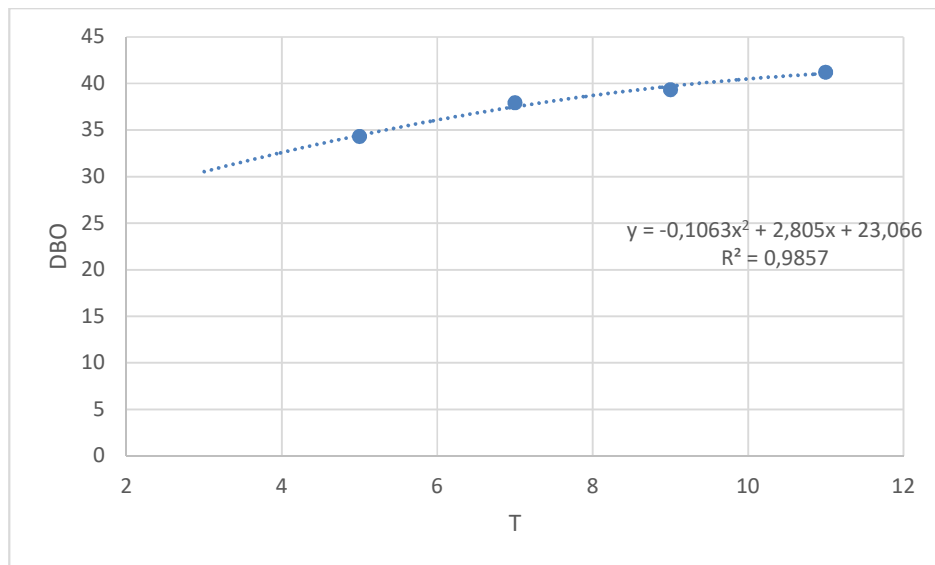
$$K_d = \frac{6 * (0,02)}{0,30} = 0,4 \text{ d}^{-1}$$

$$L = \frac{1}{(0,4) * 0,30^3} = 92,59 \text{ mg/L}$$

10.2. CÁLCULO DE LA K_d Y LA DBOUC (L) POR EL MÉTODO DE MÍNIMOS CUADRADOS

Los datos disponibles para el cálculo de la constante de desoxigenación y la DBOUC son la DBO a los 5, 7, 9 y 11 días, al aplicar la fórmula de cálculo de mínimos cuadrados sugerida en la literatura, se generaría distorsión para el primer dato, dado que el método convencional dispone de cinco valores de DBO comenzando con la DBO a los dos días.

Para evitar esta distorsión en el cálculo, se estimó el valor de DBO del tercer día, extrapolando los datos de la curva de DBO.



Gráfica 3. Extrapolación para cálculo de Y_{n-1} (DBO_3) en la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras

Aplicando la ecuación de la gráfica 3, se determinó la DBO del tercer día para la muestra con código 775 de calidad de fuentes receptoras. De igual forma para cada punto de monitoreo en fuentes superficiales.

$$DBO_3 = -0,1063 * 3^2 + 2,805 * 3 + 23,066 = 30,52 \text{ mg/L}$$

Tabla 8. Cálculo por método de mínimos cuadrados para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras

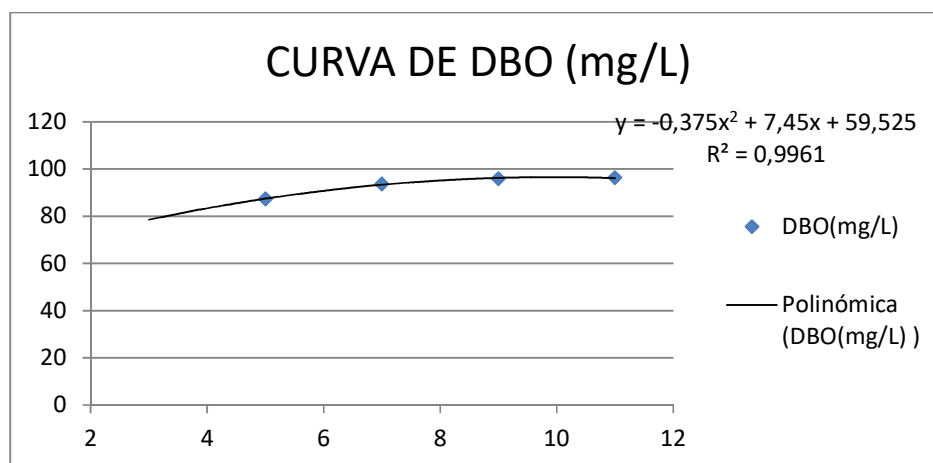
Tiempo	Δt	Y	y'	yy'	y ²
5		34,3	1,85	63,2835	1176,49
	2				
7		37,9	1,25	47,375	1436,41
	2				
9		39,3	0,83	32,4225	1544,49
	2				
11		41,2			
Suma		111,5	3,92	143,081	4157,39

Utilizando la función Solver en Excel se obtuvieron los valores de a y b según ecuaciones 20 y 21.

Tabla 9. Resultados de a y b por el método de mínimos cuadrados para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras

A	B	Ti	Igual a
3	111,5	-3,92	0
111,5	4157,39	-143,081	0,0

Se obtuvieron como valores para a y b, 8,60 y -0,20 respectivamente. Se obtuvieron valores de Kd (0,20 d⁻¹), k (0,09 d⁻¹) y L (44mg/L).



Gráfica 4. Extrapolación para cálculo de Yn-1 (DBO₃) en la muestra 752 de vertimientos

Aplicando la ecuación de la gráfica 4, se determinó la DBO del tercer día para la muestra con código 752 de vertimientos. De igual forma para cada punto de monitoreo en vertimientos.

$$DBO_3 = -0,375 * 3^2 + 7,45 * 3 + 59,525 = 78,5 \text{ mg/L}$$

La DBO del tercer día es el dato anterior necesario para el cálculo de la pendiente de la curva (y') así:

$$y' = \frac{93,6 - 78,5}{4} = 3,78$$

Tabla 10. Cálculo por el método de mínimos cuadrados para la muestra 752 de vertimientos

Tiempo	Δt	y	y'	yy'	y ²
5		87,3	3,78	329,55	7621,29
	2				
7		93,6	2,15	201,24	8760,96
	2				
9		95,9	0,65	62,33	9196,81
	2				
11		96,2			
Suma		276,8	6,58	593,13	25579,06

Utilizando solver en Excel se obtuvieron los valores de a y b según ecuaciones 20 y 21.

Tabla 11. Resultados de a y b por método de mínimos cuadrados para la muestra 752 de vertimientos

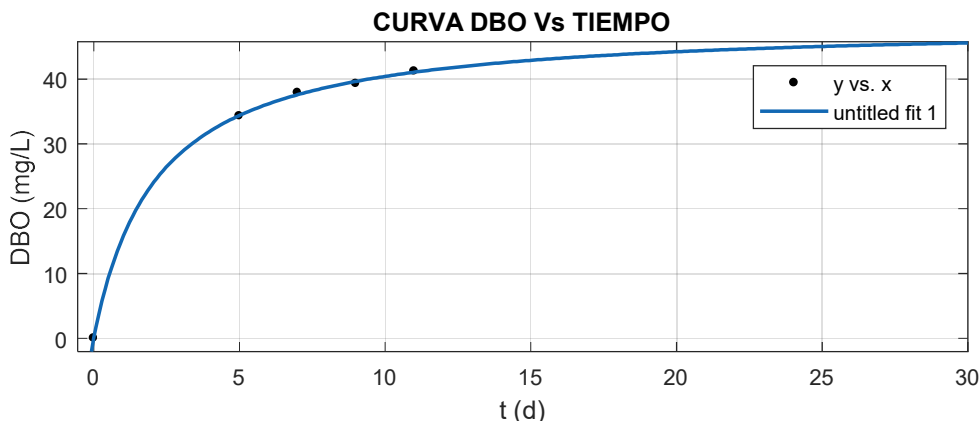
A	B	Ti	Igual a
3	276,8	-6,58	0
276,8	25579,1	-593,1	0,0

Dando valores para a de 33,66 y b de -0,34. Se obtuvieron valores de Kd igual a 0,34 d⁻¹, k igual a 0,15 d⁻¹ y L de 99 mg/L.

10.3. CALCULO DE LA CONSTANTE DE DESOXIGENACIÓN (Kd) Y LA DBOUC (L) POR MATLAB

Utilizando la subrutina de ajuste de curvas de Matlab, se realizó la regresión para ajustar la curva con los datos de DBO. Con la ecuación de mejor ajuste se determinó el valor de la DBOUC para posteriormente calcular el valor de la constante Kd.

Para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras se obtuvieron los siguientes resultados:



Gráfica 5. Curva ajustada en Matlab para muestra 775 de calidad de fuentes receptoras

En la gráfica anterior se observa el mejor ajuste a los datos muestrales. Obteniendo la ecuación racional de grado 2 en el numerador y el denominador. (Ver tabla 12).

Tabla 12. Ecuación racional de mejor ajuste para muestra 775 de calidad de fuentes receptoras

p1	-5322
p2	$1,68 \times 10^6$
p3	488,8
q1	$3,23 \times 10^4$
q2	$7,91 \times 10^4$

$$f(x) = \frac{(p_1x^2 + p_2x + p_3)}{(X^2 + q_1x + q_2)}$$

Ecuación 37. Ecuación racional grado 2/2

Con la ecuación anterior se determina el valor de la DBO a los 30 días para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras.

$$f(30) = \frac{(p_1x^2 + p_2x + p_3)}{(X^2 + q_1x + q_2)} = \frac{(-5322 * 30^2 + 1,68 \times 10^6 * 30 + 488,8)}{(30^2 + 3,23 \times 10^4 * 30 + 7,91 \times 10^4)} = 43,42 \text{ mg/L}$$

El valor de la DBO a los 30 días es de 43,42 mg/L, con este valor de L_{30} se reemplaza en la ecuación 38, y se despeja la constante de desoxigenación K_d .

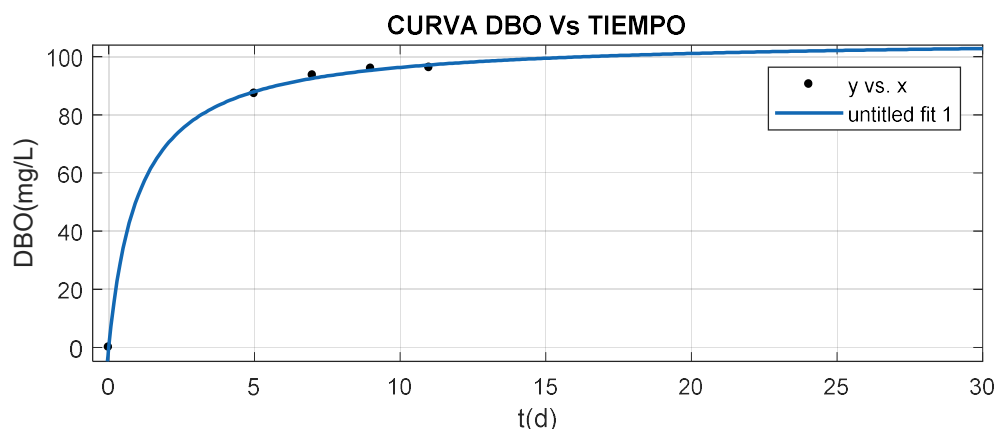
$$DBO_5 = L_{30}(1 - e^{-kt})$$

Ecuación 38. Ecuación cálculo de la DBO_5

$$Kd = \frac{\ln(1 - (\frac{DBO_5}{L_{30}}))}{-5} = 0,31 d^{-1}$$

Finalmente se obtuvo el valor de Kd para la muestra 775 y de esta forma se realizó el cálculo para cada uno de los 83 puntos de muestreo estudiados.

Para la muestra 752 de vertimientos se obtuvieron los siguientes resultados:



Gráfica 6. Curva ajustada en Matlab para muestra 752 de vertimientos

En la gráfica anterior se observa el mejor ajuste de los datos muestrales. Obteniendo la ecuación racional de grado 1 en el numerador y el denominador. (Ver tabla 13).

Tabla 13. Ecuación racional de mejor ajuste para la muestra 752 de vertimientos

p1	106,4
p2	-0,003661
q1	1,047

$$f(x) = \frac{(p_1x + p_2)}{(x + q_1)}$$

Ecuación 39. Ecuación racional grado 1/1

Con la ecuación anterior se determina el valor de la DBO a los 30 días para la muestra 752 de vertimientos.

$$f(30) = \frac{(p_1x + p_2)}{(x + q_1)} = \frac{(106,4 * 30 - 0,003661)}{(30 + 1,047)} = 102,80 mg/L$$

Aplicando la ecuación 38, se obtiene como resultado un valor de la constante K_d para la muestra 752 de vertimientos igual a $0,40 \text{ d}^{-1}$.

11. EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN

11.1. ÍNDICE DE BIODEGRADABILIDAD

El índice de biodegradabilidad se determinó utilizando la relación DBO/DQO. Con la aplicación de este índice se logró realizar la clasificación de las muestras como biodegradables, poco biodegradable y no biodegradable de acuerdo al valor y rango en el que se encontraba, para valores de 0,02 a 0,2 se clasificó como una muestra no biodegradable, de 0,21 a 0,29 poco biodegradable y valores >0,29 una muestra biodegradable. La clasificación se realizó teniendo en cuenta la literatura, donde valores por debajo de 0,2 se consideran poco biodegradables pero en un rango entre 0,2 y 0,4 la muestra se determina como biodegradable (Martínez, 2010).

En la muestra 775 de fuentes receptoras el valor de índice de biodegradabilidad es de 0,21, lo que la clasifica como poco biodegradable y para la muestra 752 de vertimientos el valor del índice es de 0,54 clasificándose como biodegradable.

Tabla 14. Resultados relación DBO/DQO para muestras 775 y 752.

Muestra	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	Clasificación
775	34,3	164	0,21	Poco Biodegradable
752	87,3	161	0,54	Biodegradable

11.2. RELACIÓN DBO₅/DBO_U

La relación entre la DBO₅ y la DBO_U de un agua residual puede expresarse como $1 - e^{-5*k}$. Esta relación permite medir la contaminación orgánica. La relación DBO₅ / DBO_U queda en el rango de 0,5 a 0,8 para muchos efluentes y su valor depende de las características de los contaminantes presentes. (Dezotti, 2008).

Tabla 15. Resultados relación DBO₅/DBO_U para las muestras 775 y 752

Muestra	DBO ₅ (mg/L)	DBO _U (mg/L)	DBO ₅ /DBO _U
775	34,3	45,07	0,76
752	87,3	92,59	0,94

11.3. CLASIFICACIÓN DE FUENTES RECEPTORAS SEGÚN EL RAS 2000

La clasificación de fuentes receptoras, se realizó aplicando la tabla B.2.1. del RAS 2000, evaluando como parámetro principal la DBO (mg/L). Para la muestra 775 de calidad de fuentes receptoras, con una DBO₅ de 34,3 mg/L al compararla con el valor propuesto en la tabla 4, da como resultado que es una fuente muy deficiente.

11.4. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA-IDEAM 2011)

Para el cálculo del índice de calidad del agua, se determinó el valor calculado para cada parámetro utilizando las ecuaciones pertinentes en cada caso, y se obtuvieron los siguientes resultados:

$I_{DQO}=0,125$, $I_{OD}=0,072$, $I_{pH}=1$, $I_{CE}=0$ y $I_{SST}=1$.

Después de hallar el valor calculado para los cinco parámetros, se determinó el ICA así:

$$ICA = \left(\sum_{i=1}^n W_i * I_{ikjt} \right) = 0,2 * 0,125 + 0,2 * 0,072 + 0,2 * 1 + 0,2 * 0 + 0,2 * 1 = 0,44$$

De acuerdo al valor obtenido del ICA, se clasificó el agua como muestra la tabla 2. Para la muestra 775 de calidad de aguas, con un ICA de 0,44 se catalogó como una fuente de mala calidad, es decir un agua contaminada.

11.5. CLASIFICACIÓN SEGÚN GRADO DE CONTAMINACIÓN POR VERTIMIENTOS

Se clasificaron las muestras según el grado de contaminación por materia orgánica DBO en vertimientos, teniendo en cuenta los rangos de MetCalf y Eddy (1981). Para la muestra 752 de vertimientos se realizó la clasificación según la tabla 4, considerando como parámetro principal para la clasificación la DBO, obteniendo lo siguiente:

Con una DBO de 87,3mg/L, DQO de 161 mg/L, Nitrógeno total de 7,33mg/L y SST de 49,1mg/L, la composición del vertimiento es débil.

12. ANÁLISIS DE RESULTADOS

En el anexo (O) se presentan los resultados de las constantes de desoxigenación, la DBOUC y los coeficientes de determinación por medio de las tres metodologías aplicadas a los datos de calidad de fuentes receptoras y vertimientos.

Para determinar si los resultados de las constantes de desoxigenación halladas por medio del método de Thomas y Mínimos cuadrados son iguales o diferentes se presenta a continuación el análisis de varianza tanto para fuentes receptoras como para vertimientos.

Tabla 16. Análisis de varianza de la tasa de desoxigenación Kd para método de mínimos cuadrados, Thomas y Matlab aplicados en Fuentes Receptoras

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0,0258	2	0,0129	1,28	0,3	3,09
Dentro de los grupos	1,0002	99	0,0101			
Total	1,0259	101				

Puesto que el valor de la probabilidad en la tabla 16 es mayor a 0,05, no se presenta una diferencia estadística significativa entre los valores de Kd obtenidos por medio del método de mínimos cuadrados, Thomas y Matlab con 95% de confianza, lo que quiere decir que para el caso de las fuentes receptoras de vertimientos los valores calculados de Kd se consideran iguales por medio de las tres metodologías.

Tabla 17. Análisis de varianza de la tasa de desoxigenación Kd para método de mínimos cuadrados, Thomas y Matlab aplicados en Vertimientos

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0,5792	2	0,2896	46,26	1,12E-15	3,07
Dentro de los grupos	0,7638	122	0,0063			
Total	1,3431	124				

En la tabla 17 el valor de la probabilidad es menor que 0,05, mostrando que si se presenta una diferencia estadística significativa entre los valores de Kd de acuerdo a los tres métodos aplicados, por lo tanto se consideran diferentes, además el valor del f crítico es menor que el F, lo que muestra que la hipótesis alternativa es

verdadera, es decir, que de las tres medidas al menos una es diferente para el caso de vertimientos.

Teniendo en cuenta la distribución F de Fisher para análisis de varianza, si se comparan el método de Mínimos cuadrados, Thomas y Matlab utilizados en el cálculo de la constante de desoxigenación, se obtiene como resultado que los tres valores de Kd pueden considerarse iguales en los datos de fuentes receptoras, pero en vertimientos no es posible considerar que los valores calculados por estos métodos sean iguales, esto debido a que los vertimientos presentan mayor variabilidad por su concentración y composición, lo que hace más complejo el cálculo del Kd y que los valores obtenidos por diferentes metodologías puedan considerar iguales.

El movimiento de las aguas en su discurrir las reoxigena de modo que la carga contaminante vertida disminuye por biooxidación y por decantación, tendiendo la concentración de oxígeno disuelto a recuperar la saturación, a la vez que se degrada la materia microbiana denominándose a este proceso autodepuración. Cuando la capacidad de un río de eliminar la contaminación vertida sobre él, autodepuración, es rebasada, el río comienza a presentar signos de contaminación. (Gil, 2006).

El índice general de contaminación utilizado para seguir el proceso de autodepuración de un río es la concentración de oxígeno disuelto, que disminuirá bruscamente en el punto de vertido, para después de alcanzar un mínimo gradualmente tender hacia la concentración correspondiente a la saturación. (Gil, 2006).

La evaluación de la concentración de oxígeno disuelto, a partir de un punto de descarga de un contaminante, se consigue realizando un balance completo de la concentración de oxígeno disuelto. Streeter y Phelps simplificaron el balance a las etapas de desoxigenación y reoxigenación. La autodepuración de un río se constituye principalmente por dos causas, una de consumo de oxígeno por los microorganismos, el biooxidar la materia orgánica, desoxigenación, y la otra de aporte de oxígeno del aire al interior del río, reoxigenación. (Gil, 2006)

La desoxigenación generada en las fuentes hídricas por todos los procesos que en esta ocurren puede explicarse según Gil de la siguiente forma:

Al entrar la materia orgánica en el río, comienza su biodegradación, proliferando las bacterias sobre el sustrato orgánico, utilizando el oxígeno disuelto en el agua para su metabolización, lo que da como resultado una disminución de la concentración de oxígeno disuelto desde la saturación, déficit de oxígeno disuelto:

$$D = O_s - O$$

Ecuación 40. Déficit de OD

Donde,

D: déficit de concentración de oxígeno disuelto

O_s : concentración de oxígeno disuelto a saturación

O : concentración de oxígeno disuelto en el agua

La velocidad de aumento de déficit de oxígeno es proporcional a la DBO presente:

$$\left(\frac{dD}{dt}\right)_d = k_1 * DBO$$

La evolución de la DBO es una reacción de primer orden, de modo que su evolución sigue su ecuación integrada:

$$DBO(t) = DBO_u * e^{-k_1 * t}$$

Con lo que la variación de la concentración de oxígeno disuelto en esta etapa de desoxigenación se expresa por:

$$\left(\frac{dD}{dt}\right)_d = k_1 * DBO_u * e^{-k_1 * t}$$

Ecuación 41. Variación de OD en desoxigenación

Se debe tener en cuenta que el proceso de desoxigenación en el agua anteriormente mencionado sigue una cinética de primer orden y esto es relevante a la hora de escoger el método que mejor se ajuste al proceso. Considerando los datos y los valores que dan las constantes de desoxigenación por las diferentes metodologías, se puede decir que de acuerdo al coeficiente de determinación R^2 el método que mejor se ajusta y que puede tomarse como el más apropiado por su precisión, es el de Thomas, ya que el coeficiente de determinación R^2 es uno o muy cercano a uno y además tiene en cuenta la cinética del proceso.

Cuando se utilizó el programa MATLAB con este se obtuvieron resultados de ecuaciones de regresión que se ajustaron muy bien a los datos muestrales y esto hizo que los R^2 fueran los mejores con relación a los otros dos métodos. Pero cabe aclarar que el cálculo de las constantes de desoxigenación por medio de ajuste de curvas en este caso utilizando un paquete estadístico, no tiene en cuenta la cinética que rige el proceso de la DBO, es decir, de acuerdo a la literatura la cantidad de oxígeno remanente en un tiempo determinado es la Demanda Bioquímica de Oxígeno a ese tiempo. Esta medida de la DBO es proporcional a la cantidad de material orgánico biodegradable o Sustrato. La velocidad de consumo de sustrato (determinado por el contenido de oxígeno disuelto o DBO a un tiempo específico), sigue una cinética de primer orden. Por lo anterior, MATLAB para el presente trabajo es una herramienta de apoyo. Utilizando MATLAB lo que se buscó fue la ecuación que más se ajustara a los datos muestrales, en este caso las muestras tuvieron un ajuste casi perfecto en su mayoría con una ecuación racional de grado uno tanto en el numerador como en el denominador.

Por el método de mínimos cuadrados el valor del coeficiente de determinación R^2 fue menor, esto debido a que tiene mayores errores incluidos en el cálculo, como por ejemplo, para hallar los valores de y' se debe tener en cuenta valores para el punto inmediatamente anterior y esto genera una pérdida de datos o que se tenga que realizar extrapolación de los datos y hallar así el valor de DBO anterior, esta estimación aumenta el error. Este método aplica para casos donde se tiene como DBO inicial la DBO del segundo día, ya que así el método tendría para una DBO anterior (y_{N-1}) el valor de cero, además se deben tener más de cuatro datos experimentales de DBO, ya que así se puede desarrollar el método con menos errores en los cálculos.

Para el método de mínimos cuadrados los resultados de K_d , k y L sin realizar extrapolación fueron, $1,4 \text{ d}^{-1}$, $0,8 \text{ d}^{-1}$ y 39 mg/L , en la muestra 775 de calidad de fuentes superficiales, teniendo en cuenta que los resultados anteriores son muy alejados de los datos obtenidos por los otros dos métodos, se hizo necesario realizar la extrapolación en la curva de DBO y encontrar así el valor anterior, es decir la DBO del tercer día para este estudio.

En el método de Thomas se busca una relación lineal entre a y b y para garantizar esto, se debe tener en cuenta que los valores de DBO (y) deben ser inferiores al 90% de la DBOUC, esto porque la desviación se hace significativa cuando se ha ejercido el 90% de la DBO. En el municipio de Guapi en la muestra 941 por medio del método de Thomas se obtiene un R^2 de 0,0006 el cual da como resultado un ajuste no adecuado para estos datos.

En calidad de fuentes superficiales se clasificaron las fuentes receptoras de vertimientos utilizando la norma RAS-2000 tabla b.2.1. con la cual se determinó tres tipos de fuentes, aceptable, regular y muy deficiente; además se utilizó el índice de calidad de agua ICA del IDEAM con una clasificación de las fuentes como aceptables, regulares y malas. Después de obtener los resultados del ICA y el RAS-2000 se discriminó cada fuente receptora de vertimiento de forma general, es decir, teniendo en cuenta las dos metodologías antes mencionadas, arrojando como resultado final una fuente limpia, poco contaminada y contaminada. Para fuentes limpias se obtuvo un rango de K_d de $0,08 \text{ d}^{-1}$ a $0,30 \text{ d}^{-1}$, para fuentes poco contaminadas de $0,09 \text{ d}^{-1}$ a $0,30 \text{ d}^{-1}$ y para fuentes contaminadas de $0,23 \text{ d}^{-1}$ a $0,34 \text{ d}^{-1}$. Las constantes de desoxigenación K_d de las fuentes receptoras se encuentran en el rango propuesto por Martínez (2007) entre $0,1 \text{ d}^{-1}$ y $0,55 \text{ d}^{-1}$ para tramos con baja contaminación en el río Cauca. Con excepción de las fuentes que están entre $0,08 \text{ d}^{-1}$ y $0,09 \text{ d}^{-1}$ las cuales presentan unas constantes de desoxigenación menor que las nombradas anteriormente, por lo tanto estos ríos presentan menor contaminación y no reciben descargas tóxicas.

En vertimientos se tuvo en cuenta la clasificación para composición típica de agua residual doméstica propuesta por Metcalf & Eddy (1981), obteniendo tres tipos de vertimientos, vertimiento fuerte, medio y débil. Para vertimientos fuertes el rango de K_d que se obtuvo fue de $0,35 \text{ d}^{-1}$ a $0,37 \text{ d}^{-1}$, para vertimiento medio un rango de

0,31 d⁻¹ a 0,37 d⁻¹ y Para vertimientos débiles entre 0,18 d⁻¹ y 0,37 d⁻¹ encontrándose en el rango propuesto por Chapra (1997) para agua residual cruda de 0,2 d⁻¹ a 0,6 d⁻¹.

Al obtener el valor de todas las constantes de desoxigenación K_d, se logró determinar un rango de clasificación según el grado de contaminación para fuentes receptoras y vertimientos. Se obtuvo como resultado que las fuentes receptoras de vertimientos en los 13 municipios del departamento del Cauca se encuentran en un rango de K_d entre 0,08 d⁻¹ y 0,34 d⁻¹. Los vertimientos que causan el impacto a estas fuentes superficiales tienen constantes de desoxigenación entre 0,18 d⁻¹ y 0,37 d⁻¹. Aunque se determinó un rango de K_d según la clasificación realizada para calidad de fuentes superficiales y vertimientos, también se puede afirmar de acuerdo a los resultados, que una fuente limpia estará en un rango de K_d de 0,08 d⁻¹ a 0,15 d⁻¹, una fuente poco contaminada entre 0,16 d⁻¹ y 0,22 d⁻¹ y una fuente contaminada de 0,23 d⁻¹ a 0,34 d⁻¹. Cuando el vertimiento es débil la K_d estará entre 0,18 d⁻¹ y 0,30 d⁻¹, para vertimiento medio de 0,31 d⁻¹ a 0,34 d⁻¹ y para vertimiento fuerte de 0,35 d⁻¹ a 0,37 d⁻¹. Es decir, el valor de las constantes está dentro de los rangos descritos anteriormente, pero esto no implica que no puedan aumentar, ya que dentro del estudio no se tuvo control sobre los datos proporcionados, lo que pudo generar errores. Por ejemplo al determinar los valores de la DBO a los 11 días por extrapolación, para algunos puntos de monitoreo. Además dentro del trabajo de investigación se obtuvieron datos de DBO idénticos en todos los días para determinadas muestras, debido a que el aumento era muy pequeño, indicando que es posible que la lectura de DBO en el laboratorio no haya sido muy precisa.

Teniendo en cuenta que la constante de desoxigenación que se determinó en este trabajo de investigación es la constante en la botella de DBO y no en el río, los valores obtenidos son menores a los que se esperaba se dieran por acción de la hidrodinámica de la fuente receptora que influencia el proceso de desoxigenación. Muchos autores reportan que por lo general la constante de desoxigenación en el río es mayor de dos a tres veces que el valor obtenido en la botella. Por ejemplo Los autores Eckenfelder y O'Connor (1961) reportaron valores de K_d para seis fuentes hídricas así:

Tabla 18. Tasas de desoxigenación para algunos ríos seleccionados

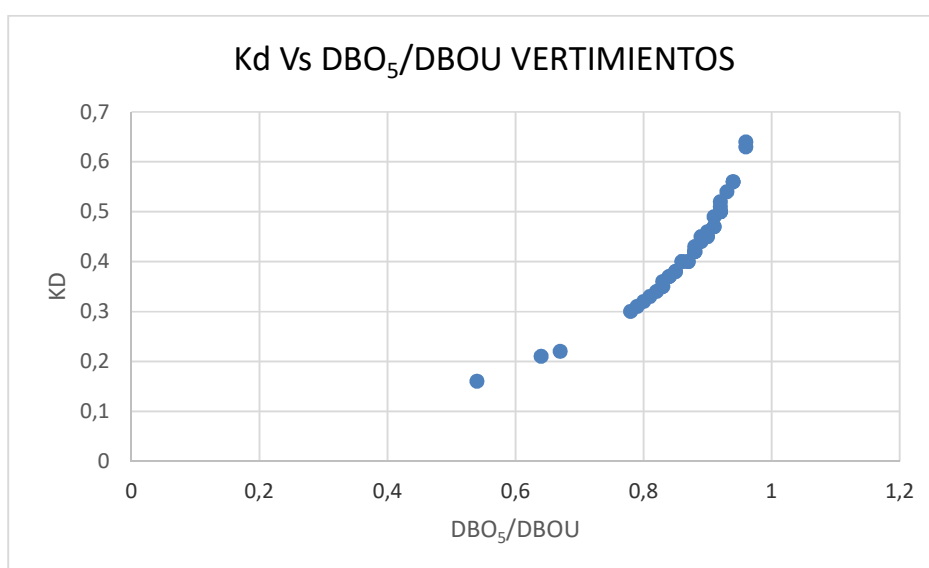
RÍO	K _d BOTELLA (d ⁻¹)	K _r RÍO (d ⁻¹)
Elk	3,00	3,00
Hudson	0,15	1,70
Wabash	0,30	0,75
Willamette	0,20	1,00
Clinton	0,14-0,23	2,50
Tittabawassee	0,05	0,50

Fuente: Adaptado de Eckenfelder y O'Connor (1961)

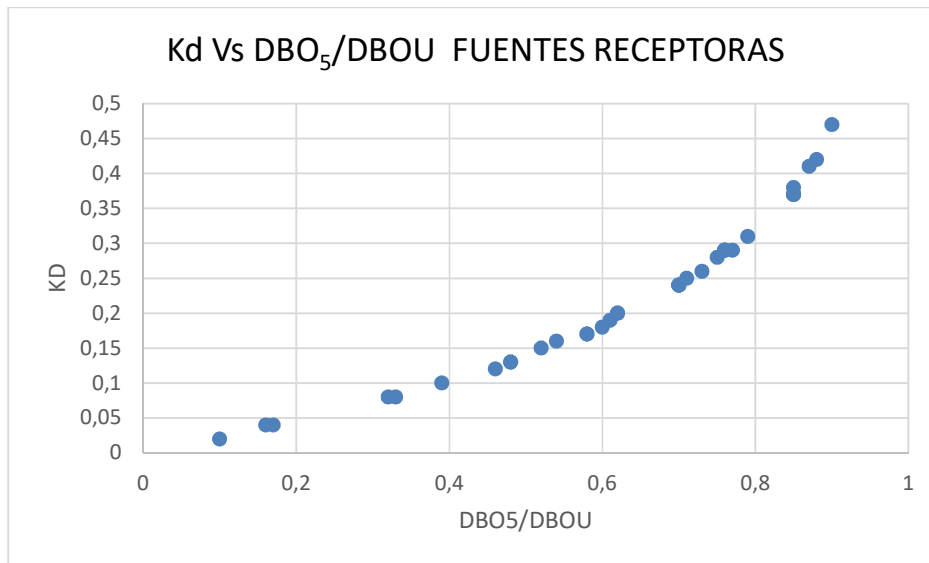
La tabla 16 muestra que si existe una diferencia entre el valor de la constante de desoxigenación medida en la botella de DBO y la del río, debido a que en la

botella no se tienen en cuenta procesos como la sedimentación de la materia orgánica o la descomposición béntica de los lodos depositados, entre otros factores.

En la gráfica 7 y 8 se presentan los valores de las constantes de desoxigenación versus la relación $DBO_5/DBOU$ hallados para cada punto de monitoreo, la relación $DBO_5/DBOU$ de vertimientos tiene un valor cercano para aguas residuales domésticas que corresponde a 0,69 (Orozco, 2014), lo cual podría significar un alto porcentaje de biodegradabilidad de la materia orgánica presente en el agua (Feria, 2017). Por otra parte la relación $DBO_5/DBOU$ para fuentes receptoras está acorde con los valores típicos reportados de 0,63 para aguas con tratamiento primario.



Gráfica 7. Kd Vs $DBO_5/DBOU$ para vertimientos



Gráfica 8. Kd Vs DBO₅/DBOU para fuentes receptoras

Relacionar las constantes de desoxigenación Kd con la DBO para cada municipio ya sea en fuentes receptoras o vertimientos, da como resultado una baja correlación entre los datos, esto se genera a raíz de que cada vertimiento y fuente receptora tiene características únicas en su composición, lo que no garantiza una buena correlación entre datos de parámetros tomados en diversos puntos de monitoreo, así sean del mismo municipio, pero si se puede determinar un rango de Kd en el cual se encuentra la fuente o vertimiento según la DBO. En el caso de las fuentes receptoras las constantes de desoxigenación van en aumento conforme hay mayor contaminación por DBO, es decir, a medida que aumenta la DBO aumenta la Kd.

De acuerdo al grado de contaminación por DBO en fuentes receptoras de vertimientos y el valor de las constantes de desoxigenación Kd para el departamento del Cauca en los municipios estudiados por medio de la presente investigación, se obtuvo como clasificación la siguiente:

Tabla 19. Clasificación de fuentes receptoras por la DBO y la Kd

TIPO DE FUENTE RECEPTORA	DBO (mg/L)	Kd (d ⁻¹)
Limpia	0,6-1,5	0,08-0,30
Poco contaminada	0,6-7,5	0,16-0,30
Contaminada	7,6-63	0,23-0,34

En la tabla 20 se muestra el tipo de vertimiento teniendo en cuenta la DBO y la Kd, conociendo la clasificación del vertimiento según Metcalf y Eddy (1981).

Tabla 20. Clasificación de vertimientos según la DBO y Kd

TIPO DE VERTIMIENTO	DBO (mg/L)	Kd (d ⁻¹)
Débil	15,8 -154	0,18 - 0,37
Medio	74,1- 432	0,31 - 0,37
Fuerte	286 - 439	0,35 - 0,37

El grado de contaminación es mayor en municipios como Cajibío, Mercaderes y Argelia donde se obtienen constantes de desoxigenación para vertimientos en el orden de 0,33 a 0,37d⁻¹, con valores de DBO por encima de 60 mg/L; y en calidad de fuentes superficiales de 0,21 a 0,37 d⁻¹ alcanzando valores de DBO hasta de 63 mg/L. En municipios como Piamonte, Piendamó, Patía, Caloto, Inza, Suarez y Buenos Aires la contaminación es intermedia con Kd entre 0,31 y 0,37 d⁻¹, y valores de DBO en su mayoría por encima de 50 mg/L, además las fuentes receptoras en estos municipios tienen una Kd de 0,14 a 0,34 d⁻¹, con reportes de DBO hasta de 16 mg/L. En los municipios de Guapi y La Vega la contaminación por vertimientos es baja y se tienen valores de DBO en las fuentes receptoras de 0,6 mg/L con constantes de desoxigenación de 0,09 a 0,18 d⁻¹, lo que implica que los dos últimos municipios se podrían clasificar como de contaminación hídrica baja con fuentes receptoras limpias.

Los valores más altos de constantes de desoxigenación en vertimientos se determinaron en el municipio de Cajibío, esto sin dejar a un lado el hecho de que se presentan datos altos en otros municipios, pero en este municipio en específico los valores altos son para todos los puntos de monitoreo, debido a que los valores de DBO están por encima de 60 mg/L.

La fuente receptora con menor contaminación por DBO y que reporta el valor de Kd más bajos es la Quebrada la Lorena en el municipio de Buenos Aires y la de mayor contaminación es la Quebrada Media Loma en el municipio de Piendamó.

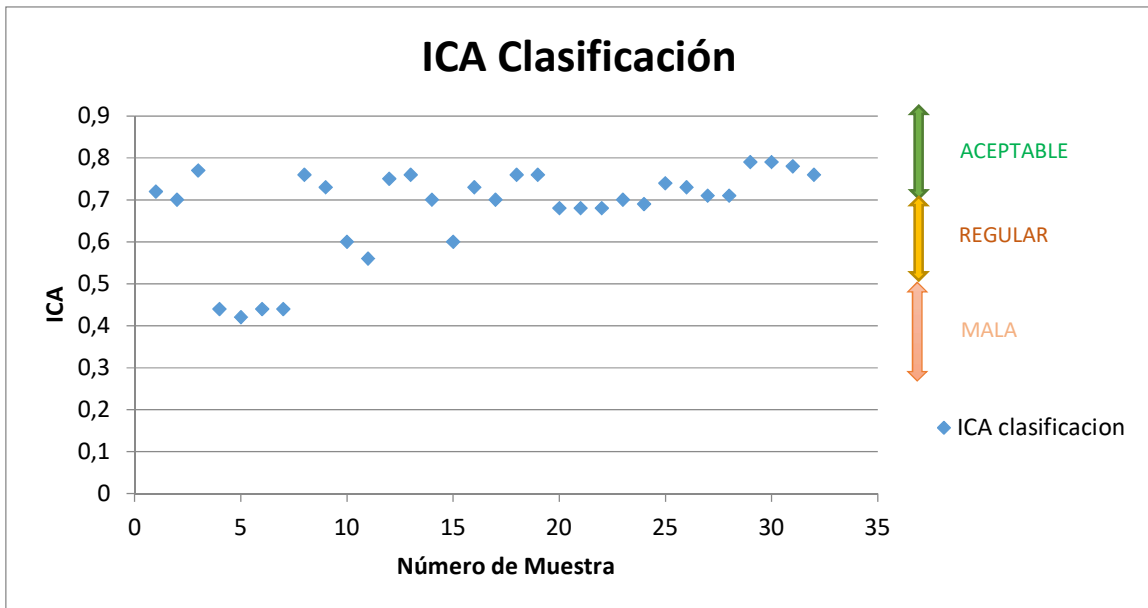
El cálculo del índice de biodegradabilidad para calidad de fuentes receptoras da como resultado tres muestras biodegradables, cuatro poco biodegradables y 34 muestras como no biodegradables, es decir, la mayoría del material es inorgánico. (Ver anexo F).

Al hallar el índice de Biodegradabilidad en vertimientos se encontró que tan solo cinco muestras no presentan como clasificación la de biodegradable (DBO/DQO > 0,29) de resto las 39 muestras restantes son de carácter biodegradable. Es decir los residuos que estas contienen se consideran de fácil degradación. (Ver anexo F).

Para las 43 muestras en vertimientos, teniendo en cuenta la clasificación por Metcalf y Eddy se obtuvieron como resultado 21 muestras clasificándose como vertimientos débiles, 16 muestras como vertimientos con contaminación media y 6 como vertimientos fuertes, mostrando que en mayor proporción los vertimientos descargados a las fuentes receptoras son de composición típica débil, seguido de

una composición media, lo que concuerda con los resultados respecto a la clasificación de las fuentes superficiales porque estas dan como resultado que son en su mayoría poco contaminadas.

Según los valores del ICA una fuente que se clasifica como aceptable tendrá un valor entre 0,71 y 0,90, una fuente regular de 0,51 a 0,70 y una fuente mala de 0,26 a 0,50.



Gráfica 9. Clasificación por el ICA para fuentes receptoras de vertimientos

Para las 41 muestras de estudio en calidad de fuentes superficiales de acuerdo a la Norma RAS 2000, se obtuvieron 34 de ellas en una clasificación aceptable, una regular y seis muy deficiente, lo que quiere decir, que la mayoría de las muestras corresponden a una fuente poco contaminada, resultados muy similares se obtuvieron aplicando el índice de la calidad de aguas (ICA) con el cual se obtuvieron los siguientes resultados, 17 muestras son aceptables, 11 muestras son regulares y 4 son malas, este índice se aplicó a una cantidad menor de muestras debido a que no se contaban con todos los datos necesarios para hacer dicha clasificación, como por ejemplo datos faltantes de oxígeno disuelto. (Ver grafica 11). Dirigirse a los anexos C y D para ver cálculos y resultados.

13. CONCLUSIONES

La aplicación del método de mínimos cuadrados, presenta una limitación al caso de estudio, debido a que los datos disponibles consideraban una DBO de 5 a 11 días mientras que en la metodología de la literatura se tienen datos de 2 a 10 días. Lo que implica que el valor de K_d para esta investigación requiere de la DBO a los 3 días y al no estar disponible genera distorsión en el cálculo del K_d .

De los tres métodos analizados, el método de ajuste desarrollado en este estudio mediante curvas de regresión con MATLAB, presento los coeficientes de determinación R^2 más altos, debido a que el programa ajusta con ecuaciones de más de tres parámetros. Sin embargo debe aclararse que este método no está basado en los principios cinéticos que gobiernan el proceso, por ser un software matemático.

Al aplicar los dos métodos que tienen en cuenta la cinética del proceso que rige la DBO, el método de Thomas y de Mínimos cuadrados, realizando la comparación entre estos, se logró determinar que el método de Thomas arroja los valores más precisos de las constantes de desoxigenación según el coeficiente de determinación R^2 , siendo este el más adecuado para el cálculo.

Se comprobó que los valores correspondientes a las constantes de desoxigenación están dentro del rango establecido por la literatura. Para calidad de agua en cuerpos superficiales varían entre $0,08 \text{ d}^{-1}$ y $0,34 \text{ d}^{-1}$ correspondiente a ríos poco contaminados y para vertimientos de $0,18 \text{ d}^{-1}$ a $0,37 \text{ d}^{-1}$, correspondiente a aguas residuales sin ningún tratamiento.

En las fuentes que se clasificaron como limpias y poco contaminadas el índice ICA estuvo en un rango entre 0,71 y 0,79; la relación DBO_5/DQO dio como resultado muestras no biodegradables y para fuente contaminada el índice ICA fue de 0,44 y según la relación DBO_5/DQO se clasificó como poco biodegradable.

Para la mayoría de muestras las constantes de desoxigenación presentan similitud con la calidad del agua en cada punto, esto debido que para valores más altos de la constante de desoxigenación se asocia con sectores donde se reciben las cargas más altas de contaminación por materia orgánica.

La mayoría de valores de K_d encontradas para las fuentes receptoras del caso de estudio están en el orden de $0,08$ a $0,30 \text{ d}^{-1}$, lo que implica que hay una leve contaminación por las descargas de vertimientos municipales a los cuerpos de agua evaluados.

Los valores de las constantes de desoxigenación de acuerdo a los resultados obtenidos dan a entender que si existe influencia de las características del agua residual, es decir el valor de la constante de desoxigenación es variable para cada fuente y depende del grado de contaminación por DBO, a mayor valor de la DBO mayor será el valor de la K_d .

Al relacionar las constantes de desoxigenación K_d con los valores de DBO reportados para cada sitio de monitoreo, no se obtiene una correlación adecuada de los datos, esto por el hecho de que cada fuente y vertimiento tiene su propia composición, pero es posible determinar rangos de K_d según el grado de contaminación por DBO.

14. RECOMENDACIONES

El método de mínimos cuadrados es recomendable para casos en los que la DBO sea tomada a los 2, 4, 6, 8 y 10 días, no para el caso de estudio, y aplicarse cuando se tengas más de cuatro mediciones de DBO. Ya que con este método se pierden datos, y esto hace que se genere un mayor error en el cálculo de las constantes de desoxigenación.

Para adelantar otros estudios similares al aquí desarrollado, sería recomendable tener mayor control de los datos reportados por el laboratorio. Dado que en este estudio se desconocen las circunstancias de la toma y recolección de las muestras que pueden inducir a errores en los resultados. Sin dejar de reconocer que los datos con los que se trabajó en este estudio de investigación son reportados por un laboratorio certificado.

Al aplicar el método de ajuste por curvas de regresión, debe tenerse especial cuidado con la extrapolación de la DBOU, dado que algunos tipos de ecuaciones de regresión pueden presentar muy buen ajuste en los datos medidos, pero ocasionar resultados erróneos en la determinación de la DBOU.

BIBLIOGRAFÍA

- Alean Vera , L. E. (2009). *Modelación de la Capacidad Máxima de Asimilación de Vertimientos de Carga Orgánica en la Ciénaga de Mesolandia en el Departamento del Atlántico*. (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Álvarez , J., Panta, J., Ayala , C., & Acosta , E. (2008). Calidad Integral del Agua Superficial en la Cuenca Hidrológica del Río Amajac. *Informacion Tecnológica*. Vol 19. 21-32.
- Aranda,T., & García, G. (1999). *Notas sobre MATLAB*. recuperado de https://books.google.com.co/books?id=RHbhhQ4-hGUC&dq=Notas+sobre+MATLAB&source=gbs_navlinks_s.137
- Bermeo, L. E., & Santin, J. L. (2010). *Estudio, diseño y selección de la tecnología adecuada para tratamiento de aguas residuales domésticas para poblaciones menores a 2000 habitantes en la ciudad de Gonzanamá*. (tesis de pregrado). Universidad Técnica Particular de Loja, Ecuador.
- Castro Huertas , M. (2015). *Aplicación del Qual2kw en la Modelación de la Calidad del Agua del Río Guacaica, Departamento de Caldas, Colombia*.(Tesis de maestria). Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
- Chapra, S., & Pelletier, G. (2003). *QUAL2K. A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*. Documentation and Users Manual.
- Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 1433. (13, diciembre, 2004). Por el cual se reglamente el artículo 12 del decreto 3100 de 2003, sobre Planes de Saneamiento y Manejo de Vertimientos, PSMV, y se adoptan otras determinaciones. Diario oficial. Bogotá D.C., 2004. no. 45774.
- Colombia. Ministerio De Ambiente Y Desarrollo Sostenible. Resolución 0631 (17, marzo, 2015). Por el cual se establecen los parámetros y límites permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictas otras disposiciones. Bogotá D.C: El Ministerio, 2015. 62 p.
- Colombia. Ministerio De Ambiente Y Desarrollo Sostenible. Decreto 3930. (25, octubre, 2015). Por el cual se reglamenta parcialmente el título I de la ley 9ª de 1979, así como el capítulo II del título VI-parte III-libro II del decreto – ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones. Diario oficial. Bogotá, D.C., 2015.no. 47837.
- Cunha de Menezes, J. P., Parreira Bittencourt, R., De sá Farias, M., Pinheiro Bello, I., Coutinho de Oliveira, L., & Fia , R. (2015). Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. *Ambiente & Água*. Vol 10. nº4.

- Dezotti, Marcia.(2008). *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*. Río de Janeiro. e-papers.
- Eckenfelder, W., & O'Connor, D. (1961). *Biological Waste Treatment*. New York: Pergamon Press.
- Feria Díaz, J., Náder Salgado, D., & Meza Pérez, S. (2017). Tasas de desoxigenación y reaireación para el río Sinú. *Revista Científica Ingeniería y Desarrollo*. vol 35. n°1.
- García , J. y otros (2007). *Estadística Empresarial*. Servicios y publicaciones. Universidad de Cádiz. España.
- Gil Rodríguez , M. (2006). *Depuración de Aguas Residuales: Modelización de Procesos de Lodos Activos*. Madrid: CSIC - Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Hidalgo, M., Meoni, G., Barrionuevo, M., Navarro , G., & Paz, R. (9-11 de septiembre de 2003). *13º Congreso Argentico de Saneamiento y Medio Ambiente. Variabilidad De La Relación Dbo/Dqo En Ríos De Tucumán, Argentina*. San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Jennelle , E. (1969). *A Study on reaeration and the kinetics*. (tesis de maestría). Virginia Polytechnic Institute. Virginia.
- López Martínez , M. L., Galindo González, D. F., & Romo Moreno , G. D. (2009). Determinación de la Constante de Desoxigenación por Demanda Béntica . *revista CRITERIOS, Vol 23*.
- Martínez Soza, L. (2010). *Estudio De La Evaluación De Una ETAP Para La Adecuación Legislativa*. Barcelona: Universitat Politècnica de catalunya.
- Meilawati, Y., Lili Mulyatna , L., & Pranata, F. (2013). The Deoxygenation Rate Determination Based on Physical Condition of River Body, Case Study of Citepus River. *Vol 1554*.
- Mejía, A. (2012). *Agua potable y saneamiento en América latina y el Caribe: metas realistas y soluciones sostenibles*. Panamá: Norma color Panamá.
- Melching, C., & Yoon , C. (1996). Key sources of uncertainty in QUAL2E model of Passaic River. *Journal of Water Resources Planning and Management* , 8.
- Metcalf , & Eddy. (1981). *Wastewater Engineering:Collection and Pumping of Wastewater*. McGraw Hill.
- Ministerio De Ambiente y Desarrollo Sostenible. *Política nacional para la gestión integral del recurso hídrico*. Colombia.2010.
- Orozco , A. (2014). *Bioingeniería de Aguas Residuales: Teoría y diseño*. 2ª ed. Bogotá D.C. ACODAL.

- Pérez Carreño , J. (2015). *Modelación de la Calidad del Agua, Río Azul , Municipio de Pijao Departamento del Quindío*. Corporación Autónoma Regional del Quindío.
- Pire Sierra, M. C., Rodriguez Sargent, K., Fuenmayor Reyes, M., Fuenmayor, Y., Acevedo, H., Carrasquero Ferrer, S., y otros. (2011). Biodegradabilidad de Las Diferentes Fracciones de Agua Residual Producidas en una Tenería. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina, Vol 21-2*.
- Prieto , E., & Restrepo, M. (2016). *Red De Monitoreo Ambiental En La Cuenca Hidrográfica Del Río Aburrá En Jurisdicción Del Área Metropolitana. Medellín*.
- Ramakar Jha, O., & Bhatia, K. (2010). Critical appraisal of BOD and DO models applied to a highly polluted river in India. *Hydrological Sciences, Vol 52*.
- Ramalho , R. (1996). *Tratamiento de Aguas Residuales* . España: Reverté S.A.
- Ramírez Callejas , C. (2002). Caracterización y Modelación Matemática del Río Cauca. *Ciencia y Tecnología, 12*.
- Rivera Gutiérrez, J. V. (2015). Evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la autopurificación de un río de montaña. *DYNA, Vol 82*.
- Rivera, J. (2015). Determinación de la tasa de oxidación, Nitrificación y sedimentación en el proceso de autodepuración de un río de montaña. *Revista Chilena de Ingeniería, Vol 24*.
- Rojas , O., & Esparza , L. (1983). Constantes de desoxigenación y su importancia en el desarrollo de ecuaciones de diseño para lagunas de estabilización. Lima.
- Romero , J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales Teoría y principios de diseño*. Bogotá. Colombia: escuela Colombiana de Ingeniería.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales*. Madrid: Diaz de Santos.
- Samboni Ruiz , N., Carvajal Escobar , Y., & Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros Fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *INGENIERIA E INVESTIGACIÓN, Vol 27*.
- Santamaría Alzate , F. (2013). Analisis Simplificado de Oxígeno disuelto, sobre el río Ubaté por el modelo Qual2k. (tesis de maestría). Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá.
- Serrano Gallego, R. (2003). *Introducción Al Análisis de Datos Experimentales: Tratamiento De Datos En Bioensayos*. Castellón de la Plana: Universidad Jaime I.

- Serret Moreno, J. (1995). *Manual De Estadística Universitaria Inductiva*. Madrid: ESIC.
- Spellman , F., & Whiting , N. (2014). *Handbook of Mathematics and Statistics for the Environment*. Danvers, MA: CRC press.
- Suárez J, & Fernandez Añon. (2009). *Modelos De Calidad De Agua*. La Coruña: Universidad de Coruña
- Superservicios. (2013). *Informe técnico sobre sistemas de tratamiento de aguas residuales en Colombia. indicadores técnicos Sectoriales y línea base colombiana tratamiento de aguas residuales*. Recuperado de https://issuu.com/luisespinoso7/docs/informe_tecnico_sobre_sistemas_de
- Torres , P., Cruz , C., & Patiño, P. (2008). Índices De Calidad De Agua En Fuentes Superficiales Utilizadas en la Producción de Agua para Consumo Humano. Una Revisión Crítica. *Ingenierías Universidad de Medellín, Vol 8*.
- Trapote Jaume, A. (2013). *Infraestructuras Hidráulico-Sanitarias li. Saneamiento y Drenaje Urbano*. Alicante: Universidad de Alicante.
- Zison, S., Mills, W., Deimer, D., & Chen , C. (1999). *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*. Virginia: EPA.

Referencias de internet

- Antecedentes, Capítulo. 1. (s.f.). Recuperado el 22 de Noviembre de 2016, de <http://tesis.uson.mx/digital/tesis/docs/22553/Capitulo1.pdf>
- Características de las Aguas residuales, (s.f.). Recuperado el 10 de Julio de 2017, de <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/Caracteristicas.PDF>
- Capacidad de asimilación. (s.f.). Recuperado el 5 de Julio de 2017, de <http://tesis.uson.mx/digital/tesis/docs/5404/Capitulo5.pdf>
- Londoño , L., y Marín, C. (s.f.). Recuperado el 26 de Noviembre de 2016, de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/1817/628162L847.pdf;jsessionid=16F3215362694617BF0032BB2B6423F0?sequence=1>
- Minambiente. (2011). Recuperado el 27 de Noviembre de 2016, de <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=966629>
- Moreno Dueñas , N., & Escobar , J. (s.f.). Recuperado el 3 de Julio de 2017, de http://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/6805/6/ARTICULO_Determinaci%C3%B3n%20de%20los%20Coeficientes%20de%20oxigenaci%C3%B3n%20y%20desoxigenaci%C3%B3n%20para%20la%20curva%20de%200compo.pdf

- Norma de Vertimientos, (s.f.). Recuperado el 27 de Noviembre de 2016, de <https://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/38-gestion-integral-del-recurso-hidrico/gestion-integral-del-recurso-hidrico-articulos/1933-disponibilidad-del-recurso-hidrico#documentos-de-interés>
- Pelletier, & Chapra. (2004). *A modeling framework for emulating river and stream water quality*. Medford: Tufts University.
- Raffo Lecca , E., & Ruiz Lizama, E. (3 de Abril de 2014). *Diseño y Tecnología*. Recuperado el 8 de Marzo de 2017, de <http://www.redalyc.org/pdf/816/81640855010.pdf>
- Ramírez. (s.f.). Recuperado el 5 de Julio de 2017, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/carac.pdf>
- Streeter , H., y Phelps, E. (1925). A Study of the pollution and natural purification of the Ohio river. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration, Public health Bulletin no. 146, Reprinted by U.S. Department of Health, Education and Welfare, Public health Service, 1958, Recuperado el 2 de Enero de 2018, de <http://dspace.udel.edu/bitstream/handle/19716/1590/C%26EE148.pdf?sequence=2>
- Suárez, J. (2 de 2008). Recuperado el 10 de 7 de 2017, de ftp://ceres.udc.es/Master_en_Ingenieria_del_Agua/master%20antiguo_antes%20del%202012/Segundo_Curso/Modelos_de_Calidad_de_Aguas/material%202010-2011/MCA_Tema_5__MODELOS_DE_CALIDAD_DE_AGUAS_EN_RIOS.pdf
- WATER QUALITY ENGINEERING. (s.f.). Recuperado el 3 de Noviembre de 2017, de <https://aaucivil.files.wordpress.com/2011/03/ch4-water-quality-engineering.pdf>
- NPTEL IIT KHARAGPUR WEB COURSES. (s.f.). Recuperado el 3 de Noviembre de 2017, de <http://nptel.ac.in/courses/105105048/M12L15.pdf>