

**MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL
INTERCEPTOR RÍO BOGOTÁ EN LOS TRAMOS
FUCHA – TUNJUELO – CANOAS**



**Universidad
de los Andes**

BEATRIZ ELENA DIAZ MERCHÁN

**UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
MAESTRÍA EN INGENIERÍA CIVIL
BOGOTÁ
2004**

**MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL
INTERCEPTOR RÍO BOGOTÁ EN LOS TRAMOS
FUCHA – TUNJUELO – CANOAS**



**Universidad
de los Andes**

BEATRIZ ELENA DIAZ MERCHAN

Tesis de grado para optar al título de
Magíster en Ingeniería Civil- Área Ambiental

ASESOR: LUIS ALEJANDRO CAMACHO M.Sc Ph.D

**UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
MAESTRÍA EN INGENIERÍA CIVIL
BOGOTÁ
2004**

TABLA DE CONTENIDO

CAPITULO 1 INTRODUCCIÓN 1

1.1 ASPECTOS GENERALES 1

1.2 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA 2

1.3 OBJETIVOS 2

1.4 METODOLOGÍA..... 3

1.5 RESULTADOS PRINCIPALES 4

1.6 RESUMEN DE CONTENIDO 5

CAPITULO 2 ESTADO DEL ARTE DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN ALCANTARILLADOS 7

2.1 CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL EN ALCANTARILLADOS 7

2.2 DETERMINANTES DE CALIDAD 9

2.2.1 *Modelación de DBO* 9

2.2.2 *Modelación de Oxígeno Disuelto* 11

2.3 MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA..... 15

2.3.1 *Modelo de calidad QUAL2K* 15

2.3.2 *Modelo QUASAR-ADZ extendido*..... 18

2.3.3 *Modelación de Coliformes*..... 24

CAPITULO 3 MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE EL INTERCEPTOR RÍO BOGOTÁ EN EL TRAMO TORCA – SALITRE..... 26

3.1 ESTUDIO DE CAMPO 26

3.1.1 *Reconocimiento del IRB en el tramo Torca-Salitre* 26

3.1.2 *Logística y metodología de muestreo* 28

3.1.3 *Resumen de los determinantes de calidad de agua medidos en campo y en laboratorio* 29

3.1.4 *Resultados*..... 30

3.2 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD QUAL2K PARA EL TRAMO TORCA – SALITRE..... 32

3.2.1 *Características hidráulicas del interceptor* 33

3.2.2 *Montaje del modelo: datos de calidad*..... 35

3.2.3 *Calibración del Modelo: Metodología* 36

3.2.4 *Calibración de la calidad del agua* 37

3.2.5 *Análisis de sensibilidad e incertidumbre* 45

3.3 MODELACIÓN DE COLIFORMES 47

3.3.1 *Montaje del modelo* 48

3.3.2 *Calibración del modelo* 48

CAPITULO 4	MODELACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN ESTADO ESTABLE DEL IRB EN LOS TRAMOS FUCHA – TUNJUELO – CANOAS	53
4.1	MONTAJE DEL MODELO	53
4.2	DEFINICIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD.....	55
4.3	RESULTADOS DE LA MODELACIÓN	56
4.4	MODELACIÓN DE COLIFORMES	58
4.5	COMPARACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN ALICACHÍN CON Y SIN INTERCEPTORES Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD	59
4.6	LIMITACIÓN DE LA MODELACIÓN EN ESTADO ESTABLE	61
CAPITULO 5	MODELACIÓN DINÁMICA DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL IRB EN LOS TRAMOS FUCHA – TUNJUELO - CANOAS.....	63
5.1	DESCRIPCIÓN DEL MODELO	63
5.2	ESTIMACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE EN EL TIEMPO	64
5.2.1	<i>Río Fucha</i>	64
5.2.2	<i>Río Tunjuelo</i>	67
5.3	MONTAJE DEL MODELO.....	67
5.4	RESULTADOS DE LA MODELACIÓN	68
5.5	IMPLICACIONES DE LOS RESULTADOS EN EL DISEÑO DEL IRB, LA PTAR CANOAS Y LAS ESTACIONES DE BOMBEO	72
CAPITULO 6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	74
CAPITULO 7	REFERENCIAS.....	79
ANEXOS	83

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 2-1. Diagrama de fases. (Tomado de Thorkild Hvitved – Jacobsen 2002)</i>	8
<i>Figura 2-2. Ciclo del Nitrógeno (Chapra, 1997)</i>	14
<i>Figura 2-3. Conceptualización gráfica del Modelo ADZ (Camacho, 2001)</i>	19
<i>Figura 2-4. Modelo de Zona Muerta Agregada de primer orden (Tomado de Lees et al., 2000)</i>	20
<i>Figura 2-5. Representación Modelo QUASAR (Tomado de Camacho, 1997)</i>	22
<i>Figura 3-1. Representación ángulo θ. (Tomado Barrera, 2001)</i>	33
<i>Figura 3-2. Diagrama de dispersión</i>	41
<i>Figura 3-3. Diagramas de sensibilidad regional</i>	42
<i>Figura 3-4. Modelación de la DBO en el IRB Torca - Salitre</i>	43
<i>Figura 3-5. Modelación del Amonio en el IRB Torca - Salitre</i>	44
<i>Figura 3-6. Banda de confianza para los parámetros modelados</i>	46
<i>Figura 3-7. Gráfica de dispersión para la tasa de mortalidad base</i>	49
<i>Figura 3-8. Gráfica de dispersión para la mortalidad por sedimentación</i>	50
<i>Figura 3-9. Gráfica de dispersión para el parámetro Fp.</i>	51
<i>Figura 3-10. Ajuste del modelo de coliformes</i>	51
<i>Figura 4-1. Oxígeno disuelto modelado</i>	57
<i>Figura 4-2. Demanda bioquímica de oxígeno</i>	57
<i>Figura 4-3. Sólidos Suspendedos Totales</i>	58
<i>Figura 4-4. Modelo de coliformes para el tramo Fucha – Tunjuelo - Canoas</i>	59
<i>Figura 4-5. Modelación Río Bogotá con y sin IRB Fucha – Canoas</i>	60
<i>Figura 5-1. Variación horaria del pH utilizando los multiplicadores horarios de la Subcuenca del Virrey...</i>	65
<i>Figura 5-2. Variación horaria de la conductividad utilizando los multiplicadores horarios de la Subcuenca del Virrey</i>	65
<i>Figura 5-3. Variación horaria de la Temperatura utilizando los multiplicadores horarios de la Subcuenca del Virrey</i>	65
<i>Figura 5-4. Modelación dinámica del oxígeno disuelto</i>	69
<i>Figura 5-5. Modelación dinámica de la DBO</i>	69
<i>Figura 5-6. Resultados de la modelación dinámica Vs. modelación estática para el Oxígeno Disuelto</i>	71
<i>Figura 5-7. Resultados de la modelación dinámica Vs. modelación estática para la DBO</i>	71
<i>Figura 5-8. Recreación horaria del comportamiento general para Sólidos Suspendedos Totales dentro del IRB</i>	72

LISTA DE TABLAS

<i>Tabla 2-1. Valores típicos para K_d para diferentes tratamientos (Tomado de Chapra, 1997)</i>	<i>9</i>
<i>Tabla 2-2. Expresiones empíricas para la determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno K_a en alcantarillados por gravedad. Temperatura 20 °C. (Tomado de Thorkild Hvitved-Jacobsen, 2002).....</i>	<i>12</i>
<i>Tabla 2-3. Rango de coliformes totales y fecales en aguas residuales. (Tomado de Butler, 2000)</i>	<i>24</i>
<i>Tabla 3-1. Composición típica de la atmósfera de un alcantarillado. (Tomado de Thistlethwayte and Goleb, 1972)</i>	<i>27</i>
<i>Tabla 3-2. Sitios de monitoreo recomendados</i>	<i>28</i>
<i>Tabla 3-3. Hora de aforo y toma de muestra</i>	<i>29</i>
<i>Tabla 3-4. Resultados de la campaña de monitoreo sobre el IRB Torca-Salitre</i>	<i>30</i>
<i>Tabla 3-5. Características geométricas e hidráulicas del interceptor Torca-Salitre.....</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 3-6. Fórmulas para cálculo de flujo en alcantarillados en función del ángulo teta θ.....</i>	<i>34</i>
<i>Tabla 3-7. Coeficientes para las curvas de calibración hidráulica</i>	<i>34</i>
<i>Tabla 3-8. Parámetros de calidad del modelo QUAL2K. (Tomado de UNIANDES, 2002).....</i>	<i>37</i>
<i>Tabla 3-9. Rangos de simulaciones de MonteCarlo de calidad para el tramo Torca-Salitre</i>	<i>38</i>
<i>Tabla 3-10. Rangos para las simulaciones de MonteCarlo. Fuente Difusa.....</i>	<i>40</i>
<i>Tabla 3-11. Resultados de la calibración.....</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 3-12. Rangos para las simulaciones de MonteCarlo</i>	<i>49</i>
<i>Tabla 4-1. Características geométricas e hidráulicas de los interceptores (Adaptado Giraldo 2003).....</i>	<i>54</i>
<i>Tabla 4-2. Coeficientes para las curvas de calibración hidráulica</i>	<i>54</i>
<i>Tabla 4-3. Cargas contaminantes. (Tomado Giraldo, 2003)</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 4-4. Parámetros óptimos del modelo de calidad.....</i>	<i>56</i>
<i>Tabla 5-1. Correlaciones Subcuenca El Virrey.....</i>	<i>66</i>

Capítulo 1 Introducción

1.1 Aspectos Generales

El Río Bogotá, en su paso por la ciudad de Bogotá, tiene una baja capacidad de asimilación de la carga orgánica debido a las condiciones de sabana de la cuenca. Los caudales y las pendientes son bajos, por lo que factores como aireación y dilución son limitados considerablemente.

Los vertimientos de aguas residuales, no controlados, que se generan sobre el río a lo largo de la ciudad, contribuyen al deterioro progresivo de la calidad del agua y hacen que persistan las condiciones anóxicas de este, generando un problema de contaminación importante a lo largo de la cuenca media y baja, incluyendo el Embalse del Muña.

En el año 2000, se realizó la Unión Temporal para el Saneamiento del Río Bogotá, la cual incluyó la realización de debates y mesas de trabajo con la participación de expertos en el tema. Se efectuó un estudio de alternativas de saneamiento del río que concluyó que la mejor alternativa de saneamiento correspondía a la implementación de dos plantas de tratamiento de aguas residuales, una localizada en la cuenca del Río Salitre y otra en la estación Canoas, antes del Embalse del Muña.

Durante los últimos años se han adelantado estudios para calcular los niveles de contaminación urbana actual y para definir un esquema de saneamiento apropiado para el río. Dentro de las herramientas utilizadas para la planeación de dicho esquema, se han utilizado los diferentes modelos de calidad existentes, los cuales facilitan el entendimiento de los procesos de calidad y permiten generar predicciones sobre la efectividad de cada una de las posibles soluciones que puedan surgir para el problema.

1.2 Definición del problema

El Embalse del Muña represa las aguas del Río Bogotá con el propósito de generar energía, proceso que se ha visto afectado por la alta eutroficación del embalse, producto de la contaminación del río. Este problema ha tenido graves impactos sobre la población de Sibaté a orillas del embalse.

La alternativa de saneamiento elegida, con las dos plantas de tratamiento, una en El Salitre y otra en Alicachín, requiere la construcción de un interceptor paralelo al Río Bogotá, desde el Río Fucha hasta el sector de Alicachín justo antes del Embalse del Muña. El interceptor recoge las aguas residuales de esta parte de la ciudad de Bogotá y del municipio de Soacha.

Una vez encauzada el agua residual por el interceptor, ésta no será sometida a los supuestos procesos de depuración del río y tendrá menor tiempo de residencia dentro de este, por lo que no es claro el nivel de tratamiento que se produzca sobre ella. Se debe realizar una estimación de la calidad real de las aguas que llegarán al Embalse del Muña cuando se construya el Interceptor Río Bogotá en los tramos Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo – Canoas.

Conocer las características del efluente del interceptor puede ser de gran importancia sobre las decisiones que se tomen para el mejoramiento ambiental del embalse y el diseño mismo de la PTAR Canoas. Es posible que las medidas adoptadas hoy en día para mitigar los problemas actuales de este, no sean suficientes para tratar el agua residual que estará llegando por el interceptor, convirtiéndose nuevamente en un problema ambiental grave con repercusiones sobre la generación de energía y la comunidad en general.

1.3 Objetivos

- La presente investigación busca realizar una estimación de la calidad del agua que será entregada por el Interceptor Río Bogotá (IRB) en los tramos Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo - Canoas al Río Bogotá a su llegada al Embalse del Muña en Alicachín y

comparar estos resultados con los valores actuales de calidad de agua del Río Bogotá sin la existencia de los interceptores.

- Generar recomendaciones sobre los diferentes aspectos que influyen en la calidad del agua que se tiene en el efluente. Composición de las aguas residuales, tratamiento en línea en el interceptor, operación de las estaciones de bombeo, sistemas de tratamiento necesarios, entre otros.

- Modelar en estado estable y en forma dinámica la calidad del agua en el Interceptor río Bogotá en los tramos Torca – Salitre y Fucha – Tunjuelo – Canoas.

1.4 Metodología

Para lograr la modelación final de la calidad del agua en el IRB Fucha – Tunjuelo – Canoas, fue necesario realizar una serie de actividades a medida que avanzaba la investigación. Fue necesario realizar una campaña de muestreo sobre el Interceptor Río Bogotá (IRB) en el tramo Torca-Salitre, con el fin de implementar y calibrar un modelo de calidad denominado QUAL2K, con datos de campo directos para obtener las constantes de degradación (i.e. parámetros de calidad) que rigen los procesos biológicos que tienen lugar en un interceptor de la magnitud del Interceptor Río Bogotá. Estas constantes se utilizaron para implementar el modelo de calidad QUAL2K (Chapra, 2001) que predice la calidad del efluente del IRB en los tramos Fucha – Tunjuelo – Canoas en estado estable.

Después de utilizar esta modelación se realizó una modelación dinámica. Inicialmente se planteó la utilización del modelo de calidad QUASAR (Whitehead et al., 1997) y ADZ (Wallis et al. 1989), pero no se contó con la información de campo necesaria. Por esta razón, se realizó una modelación seudodinámica utilizando el modelo de calidad QUAL2K modificado, publicado en Diciembre de 2003 por Chapra, S.C. y Pelletier, G.J. en la Univesidad de Medford en Massachussets, Estados Unidos.

El QUAL2K permite mayor flexibilidad en la modelación y sus resultados presentaron un acercamiento válido a la dinámica de los diferentes procesos de calidad que tienen lugar dentro del interceptor.

Finalmente se compararon todos los resultados obtenidos por la modelación con los resultados de la modelación de la calidad del agua del Río Bogotá para la Cuenca Media, realizada por la Universidad de los Andes para la Empresa de Acueducto de Bogotá en Diciembre de 2002 (UNIANDES – EAAB, 2002).

1.5 Resultados Principales

En esta investigación se encontró que la condición de ahogamiento que se presenta a la entrada del IRB a la PTAR El Salitre produce una disminución en la velocidades del flujo y un aumento de la sedimentación. Adicionalmente, genera un aumento en el riesgo de accidentalidad por los altos niveles de explosividad y la presencia de gases volátiles.

La calibración del modelo de calidad para el tramo Torca – Salitre mostró un gran nivel de incertidumbre. Las gráficas de dispersión y de sensibilidad demuestran que no existen valores óptimos o únicos para varios de los parámetros lo cual implica que la respuesta del modelo es compleja y exige que se analicen en forma conjunta para evitar interacciones paramétricas.

Las tasas de degradación encontradas para los diferentes parámetros de calidad son altas en comparación con las obtenidas para el Río Bogotá (UNIANDES, 2002); esto se debe a las condiciones de remanso del tramo Torca - Salitre. La degradación de la materia orgánica para el río se produce a una tasa de 0.06 d^{-1} , mientras que la tasa calibrada para el interceptor es 0.38 d^{-1} .

La tasa de mortalidad total K_a para los coliformes totales es 2.64 d^{-1} , y se calculó utilizando un modelo de decaimiento de primer orden, el cual ajusta aceptablemente los datos.

Se identificó que el factor más importante para la ocurrencia de procesos de degradación es el tiempo de residencia del agua residual en el interceptor. Este tiempo podría aumentarse mediante un control dinámico en tiempo real de los pondajes.

Se encontró que al encauzar las aguas residuales en un interceptor no se empeoran las condiciones de calidad en Alicachín, ya que el nivel de degradación en el IRB es comparable con el del río debido a las condiciones de saturación de éste último. Se pudo establecer el nivel de recuperación que tiene el río cuando se suprimen los vertimientos del Fucha y del Tunjuelo.

La modelación dinámica permite encontrar bandas de confianza de mínima incertidumbre para establecer los parámetros de diseño finales del interceptor, de esta forma, se evita sobredimensionamiento de la obra y se ahorran costos constructivos, de operación y mantenimiento. También es útil en el diseño adecuado de la operación de las estaciones de bombeo.

1.6 Resumen de Contenido

En el capítulo 2 se presenta una descripción general de los diferentes parámetros de calidad que se tuvieron en cuenta en esta modelación como indicadores principales de los diferentes procesos que suceden en el tratamiento del agua residual dentro de un interceptor. También se describen los diferentes modelos de transporte y calidad utilizados para el desarrollo de esta investigación.

En el capítulo 3 se presenta la modelación de la calidad del agua en el tramo Torca – Salitre; este capítulo describe las actividades en campo, el análisis de resultados, la implementación del modelo y su calibración.

El capítulo 4 describe la implementación del modelo de calidad de agua QUAL2K en estado estable, para los tramos Fucha – Tunjuelo – Canoas. Se presentan los resultados de la modelación y sus efectos sobre la calidad del agua del Río Bogotá.

En el capítulo 5 se explica la implementación del nuevo modelo dinámico de calidad QUAL2K. Finalmente en el capítulo 6 se presentan los análisis de resultados, conclusiones y recomendaciones. El capítulo 7 enumera la bibliografía utilizada para la realización de esta investigación.

Capítulo 2 Estado del arte de la modelación de la calidad del agua en alcantarillados

2.1 Calidad del agua residual en alcantarillados

El estudio de los alcantarillados se ha enfocado al fenómeno del drenaje en términos de los cambios en los caudales y de la operación de los mismos bajo diferentes condiciones, y se ha tratado de integrar con el funcionamiento de las plantas de tratamiento. Durante los períodos de invierno, el transporte y la hidráulica del alcantarillado toman mayor importancia sobre los procesos microbiológicos y fisicoquímicos. Debido a que en la mayoría del mundo los periodos secos ocurren durante mayor tiempo, es necesario tener en cuenta al alcantarillado como un reactor químico y biológico. Este concepto no ha recibido la importancia necesaria en el mundo.

Es importante conocer las diferentes características de diseño y operación de los alcantarillados, de esto depende el tipo de proceso que se genera dentro de él, es decir, estas condiciones determinan la característica aerobia o anaerobia de los procesos. En alcantarillados que funcionan por gravedad, es posible que se presenten procesos aerobios, dadas las posibilidades de intercambio gaseoso con el medio. En sistemas presurizados no hay cabida para el intercambio gaseoso por lo que el proceso es netamente anaerobio.

El tiempo de residencia del agua es otro factor importante a tener en cuenta, ya que determina el nivel de transformación de la misma ocasionado por los diferentes procesos microbiológicos y fisicoquímicos que se presentan.

El oxígeno juega un papel fundamental en el desarrollo de los procesos. Los niveles de aireación dependen del sistema de operación del alcantarillado, como se comentó anteriormente. Bajo condiciones aerobias la degradación de la materia orgánica es el proceso dominante.

Los alcantarillados funcionan como reactores para diferentes procesos. Estos procesos se presentan en diferentes fases (Hvitved-Jacobsen, 2002): la fase de agua suspendida, la biopelícula, los sedimentos, la atmósfera del alcantarillado y las paredes del mismo. Los procesos microbiológicos afectan otros sistemas por los olores que se producen y por los problemas de vertimientos de las plantas, ya que no solo se vierten los desechos iniciales, sino productos que son resultado de los procesos microbiológicos.

La Figura 2-1 muestra un diagrama de las fases que se presentan en los alcantarillados.

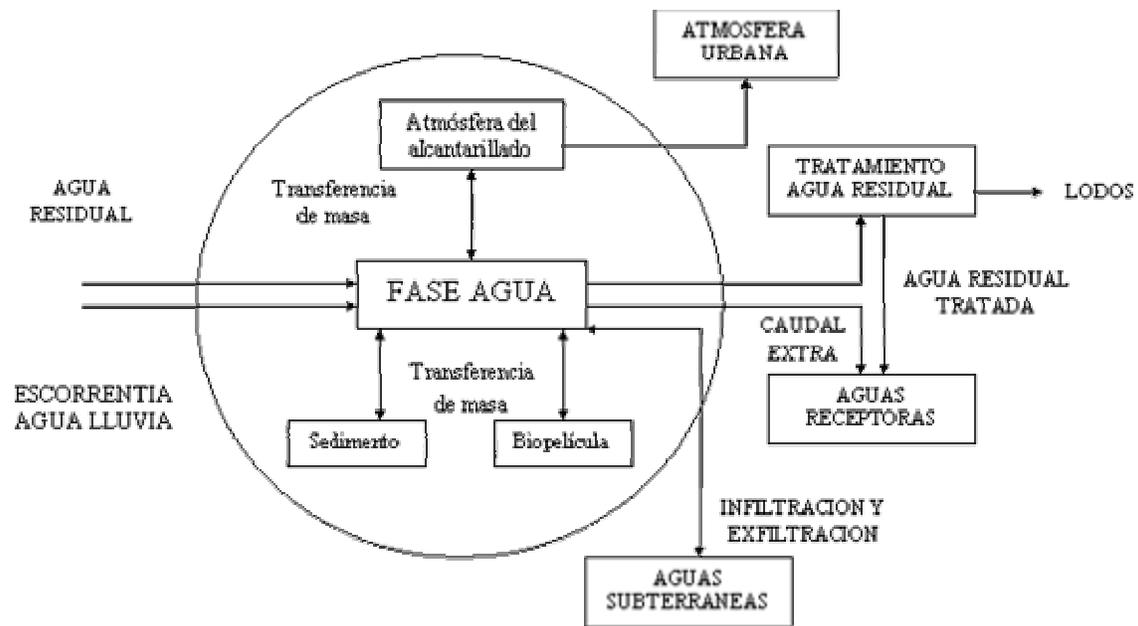


Figura 2-1. Diagrama de fases. (Tomado de Thorkild Hvitved – Jacobsen 2002)

A continuación se explican algunos de los fenómenos presentes en alcantarillados debido al intercambio de sustancias entre el agua y la atmósfera del alcantarillado. Estos procesos son producto de las condiciones de equilibrio y transferencia de masa que se dan entre fases.

2.2 Determinantes de calidad

2.2.1 Modelación de DBO

La materia orgánica presente en las aguas residuales sirve de fuente de energía a los organismos heterotróficos en el proceso reverso de respiración y descomposición. Este proceso transforma la materia orgánica en inorgánica mediante el consumo de oxígeno. Este proceso libera dióxido de carbono, que es utilizado por las plantas en el proceso de fotosíntesis.

La modelación de la DBO es una herramienta importante en la predicción de la calidad del agua. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es la medida de la cantidad de oxígeno consumido en la descomposición de la materia orgánica. El decaimiento de la DBO se modela con la ecuación de decaimiento de primer orden

$$\frac{dX}{dt} = -K_d X$$

donde K_d es la tasa de descomposición de la materia orgánica y X la concentración de DBO en mgL^{-1} .

Las tasas de descomposición dependen del grado de tratamiento al que se someta el agua antes de su vertimiento. Las aguas residuales sin ningún tipo de tratamiento son una mezcla de sustancias fáciles de descomponer y sustancias refractantes que toman mayor tiempo en descomponerse. La Tabla 2-1 muestra valores típicos para la tasa de descomposición según los niveles de tratamiento.

Tabla 2-1. Valores típicos para K_d para diferentes tratamientos (Tomado de Chapra, 1997)

Tratamiento	K_d (20°C)	BOD ₅ /BOD _u
Sin tratamiento	0.35 (0.20 – 0.50)	0.83
Tratamiento Primario	0.2 (0.10 – 0.30)	0.63
Lodos Activados	0.075 (0.05 – 0.10)	0.31

La tasa de decaimiento es calculada en muchas ocasiones como resultado de análisis de campo o de experimentos en laboratorios. También se puede explicar en función de los parámetros hidráulicos que se tengan como el caudal, el radio hidráulico o la profundidad promedio del tramo.

La descomposición de la materia orgánica en los sedimentos es un proceso que toma mayor importancia a medida que la profundidad del agua disminuye. En alcantarillados, las profundidades son bajas y la formación de biopelícula alrededor de la tubería contribuye enormemente a la degradación de la materia orgánica.

La sedimentación y la actividad béntica son otros procesos importantes en la descomposición de la materia orgánica. Mediante la sedimentación se elimina gran parte de la fracción de sólidos orgánicos presentes en el agua residual. Este proceso está dado por una velocidad de sedimentación y se calcula en función de la profundidad. La sedimentación se modela mediante la ecuación

$$\frac{dX}{dt} = -K_s \cdot X$$

donde

$$K_s = \frac{V_s}{H}$$

X : Concentración de DBO en mgL^{-1}

V_s : Velocidad de sedimentación de las partículas en ms^{-1}

H : Altura de la lámina de agua

La tasa de decaimiento se aplica a una temperatura de 20°C ; cuando se tienen diferentes temperaturas es necesario realizar una corrección utilizando un coeficiente θ igual a 1.047.

La ecuación final es la siguiente

$$K_d = K_{20}\theta^{T-20}$$

2.2.2 Modelación de Oxígeno Disuelto

En la modelación de oxígeno disuelto se deben tener en cuenta las fuentes y las pérdidas de oxígeno producidas por los diferentes procesos presentes en el transporte del agua residual a través de los alcantarillados.

Entre las fuentes de oxígeno están:

- Reaireación desde la atmósfera
- Oxígeno disuelto en vertimientos

Y las pérdidas de oxígeno son:

- Oxidación de residuos carbonáceos
- Oxidación de residuos que contienen nitrógeno
- Demanda de oxígeno de los sedimentos (DOS)

La solución completa del modelo de oxígeno disuelto está dada por las soluciones parciales de los procesos descritos anteriormente.

2.2.2.1 Reaireación en Alcantarillados

El oxígeno disuelto en el agua es el factor limitante para la ocurrencia de un proceso aeróbico. El nivel de oxígeno disuelto esta sujeto a varios factores, por ejemplo, en un alcantarillado como el de la ciudad de Bogotá, diseñado para funcionar por gravedad, existen caídas y estaciones de bombeo que permiten la reaireación del agua residual, impulsando de esta forma la generación de procesos aeróbicos y disminuyendo los malos olores en el alcantarillado.

Los altos contenidos de materia orgánica disuelta y sólida en el agua residual proveen de comida a los organismos heterótrofos presentes, los cuales la degradan consumiendo el oxígeno disuelto en el agua. A medida que disminuye el oxígeno disuelto, el oxígeno atmosférico entra al agua para suplir el déficit, este fenómeno se denomina reaireación. El

valor máximo del oxígeno en el agua está dado por un valor de saturación que depende de diferentes factores como la temperatura, la salinidad y la presión atmosférica del sitio.

La reaireación se expresa mediante un coeficiente de transferencia de oxígeno K_a que tiene unidades de tiempo⁻¹. Este coeficiente ha sido calculado empíricamente para alcantarillados por gravedad. En la Tabla 2-2 se presentan algunas ecuaciones para encontrar el coeficiente de transferencia

Tabla 2-2. Expresiones empíricas para la determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno K_a en alcantarillados por gravedad. Temperatura 20 °C. (Tomado de Thorkild Hvitved-Jacobsen, 2002)

Tasa de reaireación K_a	Referencia
$0.121 \cdot (u \cdot s)^{0.408} \cdot d_m^{-0.66}$	Krenkel and Orlob (1962)
$0.0095 \cdot u^{0.67} \cdot d_m^{-1.85}$	Owens <i>et al.</i> (1964)
$0.96 \cdot (1 + 0.17Fr^2) \cdot (s \cdot u)^{3/8} \cdot d_m^{-1}$	Parkhurst and Pomeroy (1972)
$B \cdot u \cdot s$	Tsivoglou and Neal (1976)
$0.4 \cdot (d_m / R)^{0.613} \cdot d_m^{-1}$	Taghizadeh-Nasser (1986)
$0.86 \cdot (1 + 0.2Fr^2) \cdot (s \cdot u)^{3/8} \cdot d_m^{-1}$	Jensen (1994)

donde

Fr : Número de Froude

u : velocidad media del flujo (ms⁻¹)

g : aceleración gravitacional (ms⁻²)

s : pendiente (mm⁻¹)

d_m : diámetro de la tubería (m)

R : radio hidráulico (m)

B : coeficiente dado como función de la calidad del agua y la intensidad de la mezcla

El número de Froude se calcula utilizando la fórmula

$$Fr = u \cdot g^{-0.5} \cdot d_m^{0.5}$$

La constante de reaireación también debe ser corregida para temperaturas diferentes a 20°C. Para esta corrección se utiliza un coeficiente θ igual a 1.024 (Chapra, 1997).

$$K_a = K_{20}\theta^{T-20}$$

Estas ecuaciones pueden variar si el alcantarillado tiene diferentes estructuras especiales como caídas, vertederos, cajas de inspección, entre otras, ya que estas estructuras añaden turbulencia, la cual aumenta la transferencia de oxígeno al agua.

2.2.2.2 Oxidación de la materia orgánica

La derivación de un modelo simple para explicar la descomposición de la materia orgánica como mgL^{-1} de oxígeno, es realizada por Chapra, 1997.

En este modelo la materia orgánica se denomina L y el balance para el sistema puede escribirse así

$$V \frac{dL}{dt} = -K_d VL$$

la cantidad inicial de materia orgánica es

$$L = L_0 e^{-k_d t}$$

La cantidad de oxígeno consumido durante el proceso de descomposición 'y' es igual a la diferencia entre la cantidad de materia orgánica inicial y la final

$$y = L_0 - L$$

y reemplazando se obtiene

$$y = L_0 (1 - e^{-k_d t})$$

donde y es igual a la DBO en mgOL^{-1} y L_0 la materia orgánica inicial a oxidar.

Con estas ecuaciones es posible plantear un balance de masa que describa el decaimiento del oxígeno durante la descomposición de la materia orgánica de esta forma

$$V \frac{dO}{dt} = -K_1 VL_0 e^{-K_1 t}$$

Si se tiene un nivel inicial de oxígeno O_0 , la ecuación se resuelve así

$$O = O_0 - L_0(1 - e^{-k_1t})$$

2.2.2.3 Oxidación del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno afecta directamente el nivel de oxígeno en el agua. El nitrógeno puede ser un contaminante directo del agua por contaminación por nitratos y toxicidad del amonio y también puede ser causante de problemas como la eutrofización de cuerpos de agua.

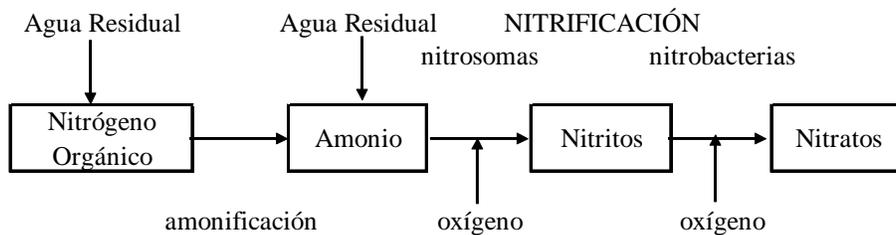
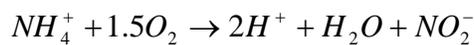


Figura 2-2. Ciclo del Nitrógeno (Chapra, 1997)

La Figura 2-2 describe el ciclo del nitrógeno. El paso de amonio (NH_4) a nitrato (NO_3) se denomina nitrificación y se compone de una serie de reacciones. La primera reacción determina el paso del Ión amonio a nitrito



La segunda reacción convierte el nitrito a nitrato



El oxígeno consumido durante el proceso de nitrificación se representa así

$$r_{on} = r_{oa} + r_{oi} = 4.57 gOgN^{-1}$$

donde r_{oi} y r_{oa} es el oxígeno durante las dos etapas respectivamente y r_{on} es el oxígeno consumido durante todo el proceso de nitrificación.

2.2.2.4 Demanda béntica de los sedimentos

La demanda de oxígeno de los sedimentos se debe a la oxidación de la materia orgánica en el fondo de estos. El agua residual tiende a formar sedimentos ricos en materia orgánica debido al tipo de material que arrastra (suelos erosionados, residuos de plantas, entre otros), esta materia orgánica sedimentada necesita oxígeno para su descomposición por lo que contribuye al decaimiento de los niveles de oxígeno disuelto del agua.

2.3 Modelos de calidad del agua

A continuación se describen los diferentes modelos de calidad de agua y el modelo de transporte de solutos, utilizados en el desarrollo de esta investigación.

2.3.1 Modelo de calidad QUAL2K

El objetivo principal en el desarrollo de un modelo de calidad de agua es encontrar una herramienta que tenga la capacidad de representar correctamente el comportamiento de los componentes hidrológicos y la calidad del agua de una corriente. El modelo QUAL2K (Chapra 2001) es una versión extendida del modelo QUAL2E el cual es de libre acceso publicado por la EPA - Environmental Protection Agency. El modelo QUAL2K se encuentra implementado en el lenguaje Visual Basic y opera con el programa Excel de Microsoft Office.

2.3.1.1 Descripción del modelo

En el estudio *Modelación de la calidad del agua del Río Bogotá* (Uniandes, 2002) se mencionan algunas ventajas técnicas del modelo, las cuales se describen a continuación.

1. Se corrige la tasa de descomposición de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas. Se considera que bajo estas condiciones la tasa de descomposición es igual a una tasa igual a la tasa de reaireación superficial y el déficit de oxígeno existente se iguala al oxígeno de saturación.
2. Se corrige de igual forma la tasa de nitrificación bajo niveles de oxígeno disuelto muy bajos en el agua.
3. Modela completamente el crecimiento de plantas flotantes y de plantas radiculadas fijas. Para esta modelación tiene en cuenta los niveles de nutrientes en el agua, de la temperatura y de la intensidad de luz.
4. Se modela el proceso de interacción agua-sedimento en forma explícita. A diferencia del modelo QUAL2E, al que se le suministra el valor de la demanda de oxígeno de los sedimentos, el modelo QUAL2K la incluye como una variable interna para cálculo. Esta es una ventaja en la modelación de corrientes en estado anaerobio.

El modelo QUAL2K no presenta limitaciones en el número de tramos y subtramos a modelar, de esta forma se eliminan las limitaciones presentadas por el modelo QUAL2E en este sentido (25 tramos, 20 subtramos, 7 elementos de entrada y salida de caudal, entre otros). Para cada uno de los tramos se realiza un balance de caudal, de temperatura y de concentraciones de cada factor. Los balances son resueltos asumiendo una condición de estado estable y con un método de diferencias finitas (Brown and Barnell, 1985).

Para determinar la capacidad de asimilación de una corriente, se debe tener en cuenta su habilidad para mantener las concentraciones de oxígeno disuelto. Estas concentraciones son controladas por la reaireación atmosférica, la fotosíntesis, la respiración de animales y plantas, la demanda de oxígeno de los sedimentos, la demanda bioquímica de oxígeno, el proceso de nitrificación, la salinidad y la temperatura (Brown and Barnell, 1985). El modelo QUAL2K incluye la mayor cantidad de relaciones posibles entre los factores mencionados anteriormente y su efecto sobre el oxígeno disuelto de la corriente. Este modelo incorpora los coliformes como un factor no conservativo y asume que este factor es independiente de los demás factores.

Cuando existe oxígeno disuelto en el agua, el ciclo del nitrógeno se conforma de una serie de pasos desde nitrógeno orgánico a amoníaco, a nitrito y a nitrato. El modelo asume estos cuatro pasos. Ver Figura 2-2.

El ciclo del fósforo es similar al del nitrógeno en muchos aspectos. Se generan formas orgánicas de fósforo a partir de la muerte de algas, que después se convierten a un estado inorgánico disuelto (fósforo reactivo soluble - SRP), disponible nuevamente para consumo de las algas. Por lo general, el fósforo presente en el agua residual se encuentra en estado inorgánico disuelto (SRP) y es rápidamente asimilado por las algas.

El modelo QUAL2K asume una reacción de primer orden para modelar la DBO en la corriente. También tiene en cuenta remoción adicional de DBO por sedimentación. En cuanto al oxígeno disuelto, se considera que está dado por la capacidad de reaireación de la corriente. Esta capacidad de reaireación está dada por los procesos de advección y dispersión y por las fuentes y sumideros de los procesos internos, como la fotosíntesis y el oxígeno disuelto de las entradas que suman OD al sistema y la oxidación de materia orgánica, los procesos nitrogenáceos, la demanda béntica de los sedimentos y la respiración de las algas, que restan OD al sistema.

La temperatura del agua se modela mediante la realización de un balance de calor en cada elemento computacional (de igual longitud) en el que se encuentre dividido cada tramo. Se tienen en cuenta las entradas y las pérdidas y también el intercambio de calor entre la superficie del agua y la atmósfera.

2.3.1.2 Datos de entrada al modelo QUAL2K

El modelo QUAL2K opera desde Excel; el libro de Excel se conforma de varias hojas electrónicas donde se deben especificar los datos de la corriente a modelar. Es necesario especificar las condiciones iniciales aguas arriba, la hidráulica de cada tramo, las condiciones meteorológicas, las diferentes fuentes distribuidas y puntuales que existan a lo largo del tramo, las tasas a las que se desarrollan los procesos, entre otros. La interfase es

amigable, pero es necesario tener un buen conocimiento de los factores que intervienen en los procesos que se generan en el agua para lograr una modelación confiable de la calidad de esta.

El modelo exige que se haga una diferenciación en el tipo de demanda biológica de oxígeno que se introduce. Es necesario diferenciar entre materia orgánica particulada, carbono de descomposición rápida (excretas) y carbono de descomposición lenta (grasas y aceites).

Para efectos de la modelación el carbono de descomposición lenta o *LOW-C* es igual al valor de la Demanda Química de Oxígeno DQO_{TOTAL} menos la DBO_5 o carbono de rápida descomposición *FAST-C*. La materia orgánica particulada se modela mediante la variable *POM* y es igual a la DBO_5 menos la DBO soluble.

Además de los datos de calidad medidos en campo, el modelo también exige que se ingresen valores para los parámetros de calidad y las constantes de degradación a 20° C, las constantes de corrección por temperatura, constantes estequiométricas y parámetros meteorológicos. Estos parámetros de calidad son calibrados con los datos de campo que se tengan.

2.3.2 Modelo QUASAR-ADZ extendido

El modelo QUASAR extendido es la incorporación de los parámetros del modelo ADZ (Beer and Young, 1983; Young and Wallis, 1986; Wallis *et al.*, 1989; Young and Wallis, 1993), tiempo de residencia y retraso advectivo, a la ecuación general del modelo QUASAR (Whitehead *et al.*, 1997). A continuación se explican los modelos ADZ y QUASAR y la forma como se integran.

2.3.2.1 Modelo de Zona Muerta Agregada (ADZ)

En el modelo ADZ se considera al río como un sistema con zonas de almacenamiento que impiden caracterizarlo como un sistema completamente mezclado. El modelo supone que cualquier sustancia que se vierta sobre el agua viaja aguas abajo mediante un mecanismo de dispersión longitudinal y sufre advección pura. La dispersión longitudinal es provocada por gradientes de velocidad y corrientes de Eddy; este mecanismo determina los tiempos de viaje de la masa de agua que dependen de la hidráulica de los tramos y del nivel de turbulencia del río.

Los gradientes de velocidad permiten que algunas sustancias viajen más rápido que otras; los tiempos con que arribarán éstas sustancias a un punto aguas abajo son denominados tiempo de primer arribo (velocidad máxima) y tiempo promedio de viaje (velocidad media). La Figura 2-3 es una representación gráfica de los mecanismos de transporte del río en un tramo utilizando el modelo ADZ.

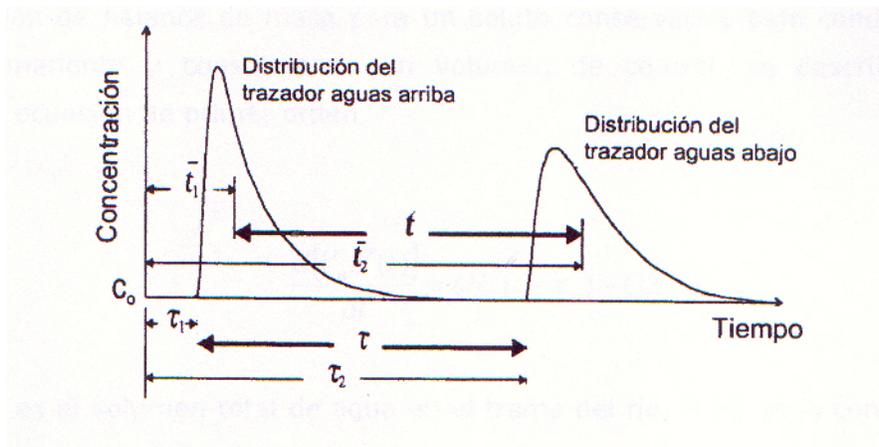


Figura 2-3. Conceptualización gráfica del Modelo ADZ (Camacho, 2001)

La Figura 2-3 describe los parámetros de tiempo considerados en el modelo ADZ, donde el tiempo de viaje promedio del soluto (t) está definido por la distancia entre los centroides de las curvas de concentración medidas aguas arriba y aguas abajo, el tiempo de retraso advectivo (τ) es el tiempo que se retrasa el soluto en llegar aguas abajo y el tiempo de residencia (T_r) es la diferencia entre el tiempo promedio y el tiempo de retraso advectivo.

Para efectos de la modelación todos los efectos dispersivos que sufre la sustancia son representados por el parámetro tiempo de residencia de la zona muerta agregada T_r y los efectos de advección pura se representan mediante el parámetro de retraso advectivo τ . El tiempo promedio de viaje de la sustancia en el agua depende de el tiempo de residencia y el tiempo de retraso advectivo.

$$\bar{t} = T_r + \tau$$

La ecuación de balance de masa general para un soluto conservativo bajo condiciones de flujo permanente y con un volumen de control fijo es (Camacho y Lees, 2000):

$$\frac{d[V_a X(t)]}{dt} = QU(t - \tau) - QX(t)$$

Donde

V_a : volumen de real de mezcla

U : concentración del soluto aguas arriba

X : concentración del soluto aguas abajo

Q : caudal

τ : parámetro de retraso advectivo del soluto

La Figura 2-3 presenta una representación de los mecanismos de transporte sobre un tramo de río según el modelo de calidad ADZ.

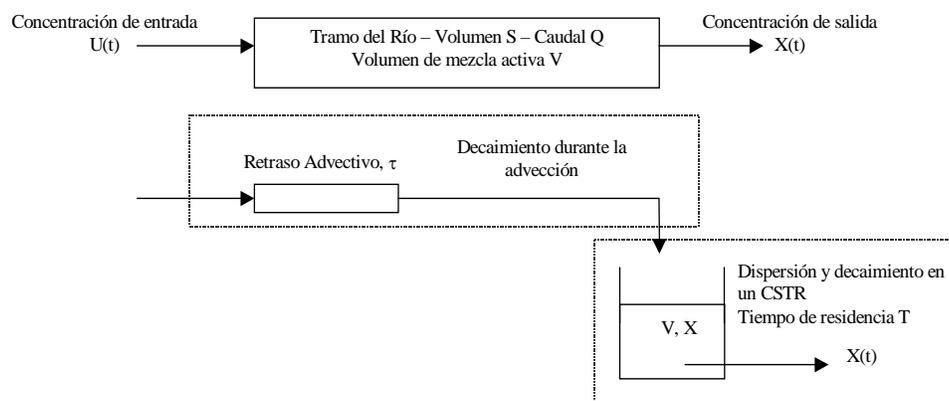


Figura 2-4. Modelo de Zona Muerta Agregada de primer orden (Tomado de Lees *et al.*, 2000)

El modelo ADZ considera el río como un sistema incompletamente mezclado, por lo que es posible encontrar la relación entre el volumen real de mezcla y el volumen total del tramo; esta relación nos indica la fracción dispersiva, la cual define los efectos de dispersión o características de mezcla del soluto en el tramo.

$$FD = \frac{V}{V_t}$$

Teniendo en cuenta esta relación, podemos reemplazar en la ecuación general y obtener

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} (U(t - \tau) - X(t))$$

En el modelo ADZ se relacionan las velocidades de transporte de los solutos con los parámetros de tiempo con una longitud de tramo conocida. La velocidad media está dada por

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

y la velocidad máxima de transporte de soluto está dada por

$$u_{\max} = \frac{L}{\tau}$$

Es necesario incluir el término de decaimiento de la sustancia relacionado con el proceso de advección. De esta forma la ecuación final del modelo ADZ que incluye advección, dispersión y degradación (Lees et al.) es

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} [e^{-kt} \cdot U(t - \tau) - X(t)] - k \cdot X(t)$$

donde

T_r : tiempo de residencia

U : concentración del soluto aguas arriba

X : concentración del soluto aguas abajo

K : constante de decaimiento

T : tiempo de viaje

τ : parámetro de retraso advectivo del soluto

2.3.2.2 Modelo QUASAR de calidad de agua

El modelo QUASAR, Quality Simulation Along River Systems (Whitehead *et al.*, 1997), es un modelo de calidad para ríos que describe cambios en el caudal y en las concentraciones de los diferentes parámetros que intervienen en los diferentes procesos de calidad. El modelo considera cada tramo del río como un conjunto de reactores completamente mezclados en serie en el que se simulan todos los procesos de degradación química de las sustancias y de todos los procesos biológicos que ocurren en la masa de agua.

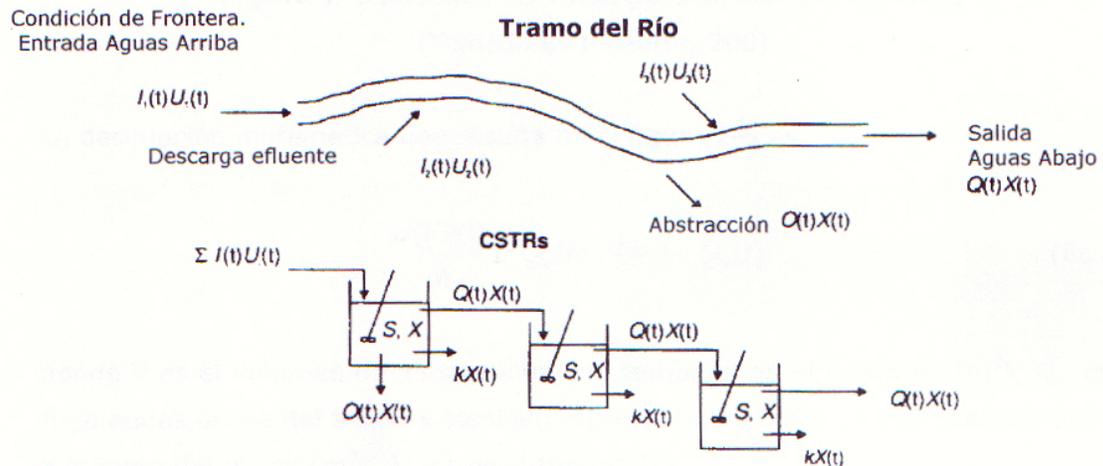


Figura 2-5. Representación Modelo QUASAR (Tomado de Camacho, 1997)

La ecuación del modelo QUASAR para calidad de agua se encuentra al realizar un balance de masa para una celda completamente mezclada. La ecuación que se obtiene es:

$$V_i \cdot \frac{dX(t)}{dt} = Q \cdot U(t) - Q \cdot X(t) - k \cdot V_i \cdot X(t)$$

donde

V_i : volumen total del tramo (m^3)

U : concentración aguas arriba ($mg\ l^{-1}$)

X : concentración aguas abajo ($l\ s^{-1}$)

Q : caudal ($m^3\ s^{-1}$)

K : tasa de decaimiento o sedimentación $(\text{mgl})^{-1}$

El volumen total del tramo se calcula multiplicando el tiempo de viaje promedio por el caudal que fluye en el tramo. Este tiempo de viaje es el resultado de la relación entre la velocidad media de la masa de agua y la longitud total del tramo modelado.

El modelo se puede aplicar a la modelación de sustancias conservativas y no conservativas. Para las sustancias conservativas no se modela decaimiento, por lo tanto, la ecuación toma la forma

$$V(t) \cdot \frac{dX(t)}{dt} = Q \cdot U(t) - Q \cdot X(t)$$

Para sustancias no conservativas si se tienen en cuenta todos los procesos de decaimiento que se producen en la masa de agua a lo largo del tramo. La ecuación está dada por Whitehead *et. al*, 1979 y tiene la forma

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} (U(t) - X(t)) + \sum Fuentes - \sum Sumideros$$

Donde las fuentes y los sumideros son todos aquellos procesos que representan transporte, volatilización, sedimentación, decaimiento, procesos de la nitrificación y denitrificación, respiración, etc.

El modelo QUASAR - ADZ extendido es la incorporación de los parámetros del modelo ADZ, tiempo de residencia y retraso advectivo, a la ecuación general del modelo QUASAR (Lees; Camacho; Whitehead, 1998). Si tomamos la ecuación del modelo ADZ y la integramos a la ecuación del modelo QUASAR, se obtiene la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} (e^{-kt} \cdot U(t - \tau) - X(t)) + Fuentes - Sumideros$$

2.3.3 Modelación de Coliformes

Los coliformes pertenecen al grupo de las Enterobacterias. Se caracterizan porque son de forma bacilar, Gram negativos, aeróbicos y anaeróbicos facultativos, no forman esporas y fermentan el azúcar lactosa con producción de ácido y gas a 35°C. A este grupo pertenecen bacterias del género: Escherichia, Enterobacter; Citrobacter y Klebsiella. No todos los coliformes son producidos por el tracto intestinal de los humanos y de los animales, por esta razón se utilizan como indicadores de contaminación fecal el grupo de coliformes llamados coliformes fecales que incluye bacterias pertenecientes a los géneros Escherichia y Klebsiella. El rango de coliformes para agua residual se presenta en la Tabla 2-3.

Tabla 2-3. Rango de coliformes totales y fecales en aguas residuales. (Tomado de Butler, 2000)

	NMP/100ml
Coliformes Totales	10 ⁷ – 10 ⁸
Coliformes Fecales	10 ⁶ – 10 ⁷

La modelación de coliformes se realizó utilizando un modelo de decaimiento de primer orden (Chapra, 1997), donde se toma k como una constante de decaimiento de la población de coliformes. La ecuación está dada por la relación

$$\frac{dX(t)}{dt} = -k \cdot X(t)$$

resolviendo se obtiene:

$$X = X_o \cdot e^{-k \cdot t}$$

donde X es la concentración final de coliformes, X_o es la concentración inicial de coliformes, t es el tiempo promedio de viaje y k es la constante de decaimiento de la población de coliformes.

Utilizando los datos obtenidos en campo se pueden realizar los balances de masa para el tramo del interceptor analizado, teniendo en cuenta las concentraciones de coliformes en los vertimientos que sobre este tramo se realizan.

El decaimiento de es función de la salinidad, la luz, la muerte natural y las pérdidas por sedimentación (Chapra, 1997)

$$k_b = (0.8 + 0.02 \cdot S) \cdot 1.07^{T-20} + \frac{\alpha I_o}{k_e H} \cdot (1 - e^{-k_e H}) + F_p \cdot \frac{V_s}{H}$$

Donde k_b es la constante de decaimiento de los coliformes ($1d^{-1}$), S es la salinidad en ppt o L^{-1} , α es una constante de proporcionalidad, I_o es la energía solar en la superficie (lyh^{-1}), K_e es un coeficiente de extinción (m^{-1}), H la profundidad del agua (m), F_p es la fracción de bacterias adheridas a los sólidos y V_s es la velocidad de sedimentación (md^{-1}).

Capítulo 3 Modelación de la calidad del agua sobre el Interceptor Río Bogotá en el tramo Torca – Salitre

Como parte fundamental para la calibración de un modelo de calidad de agua para el Interceptor Río Bogotá en los tramos Fucha – Tunjuelo – Canoas, es necesario contar con las características hidráulicas finales de los interceptores y con valores para las constantes de decaimiento que representen correctamente los procesos de transformación de la calidad del agua que se dan dentro del interceptor.

Con el fin de obtener dichos valores para las constantes, se decidió adelantar una campaña de muestreo sobre el IRB en el tramo Torca-Salitre, ya que los procesos de calidad de agua que se desarrollan dentro de este interceptor son similares a los procesos que se puedan generar dentro del IRB Fucha-Canoas. Las constantes resultado de la calibración directa con datos de campo para el interceptor Torca-Salitre serán utilizadas en la calibración del modelo de calidad sobre el interceptor Fucha-Canoas reduciendo, de esta forma, la incertidumbre paramétrica del modelo.

3.1 Estudio de Campo

El objetivo principal del monitoreo es el de adquirir información de campo necesaria para la calibración del modelo matemático de calidad de agua del Interceptor Río Bogotá.

3.1.1 Reconocimiento del IRB en el tramo Torca-Salitre

El interceptor Torca-Salitre se encuentra en funcionamiento hace aproximadamente un año, desde entonces, es posible que se hayan realizado adiciones. Debido a que no se conocían exactamente los sitios donde se realizan descargas sobre este, fue necesario realizar una campaña de reconocimiento antes de decidir los sitios de medición. El plano del IRB en el tramo Torca-Salitre se presenta en el Anexo 1.

En coordinación con la ingeniera Nubia León de la Dirección de Ingeniería Especializada de la Empresa de Acueducto, el Ingeniero William Villamil Barahona de la Empresa Seguimiento a Industrias y Corrientes Superficiales, empresa que realiza aforos y toma de muestras, efectuó el recorrido del Interceptor ubicando cada pozo y cada descarga. Además, se destaparon cada uno de los pozos del túnel para evaluar los niveles de gases explosivos, OD y H₂S y definir la facilidad de acceso a cada uno de los puntos posibles de medición. Los resultados del reconocimiento se presentan en la Tabla 1 del Anexo 1.

Según el reconocimiento realizado, a partir del pozo 33 los niveles de explosividad eran del 100%. Estos niveles de explosividad y las mediciones generales de gases, indicaron la presencia de compuestos orgánicos volátiles en concentraciones superiores a las aceptables (ver Tabla 3-1) por lo que se corría un alto riesgo de accidentalidad al tratar de ingresar al interceptor bajo estas condiciones.

Teniendo en cuenta estas condiciones de peligrosidad, se determinó realizar las mediciones a partir del pozo 6S1 hasta el pozo 31. El pozo 1S1, que es el primer punto accesible, presenta mucha turbulencia por el alto caudal de las descargas que lo alimentan. Se consideró que en el pozo 6S1 el caudal se ha estabilizado y es medible.

Tabla 3-1. Composición típica de la atmósfera de un alcantarillado. (Tomado de Thistlethwayte and Goleb, 1972)

Grupo	Orden de Concentración – Rango por Volumen
Dióxido de carbono, CO ₂	0.1 – 1.2 %
Hidrocarbonatos	Hasta 500 ppm
Hidrocarbonatos clorados	10 -100 ppm
Sulfuro de hidrógeno	0.2 – 10 ppm
Sulfuros	10 – 50 ppb
Aminas	10 -50 ppb
Aldehídos	10 -100 ppb

En la Tabla 3-2 se listan los sitios recomendados para el monitoreo, especificando localización e indicando si se recomendó medición de caudal, de determinantes de calidad de agua o ambas. En el pozo 22E4 no se pudo medir el caudal de la descarga, este se calculó por balances de caudales. Más adelante se listan los determinantes de calidad de agua que se monitorearon para calibrar el modelo.

Tabla 3-2. Sitios de monitoreo recomendados

No.	Pozo	Abscisa	Aforo Caudal	Calidad de agua
1	6S1	K0+450	Si	Si
2	19	K4+289.9	Si	Si
3	22E4	K4+891.73	No	Si
4	31	K6+782.14	Si	Si

Desde el pozo 6S1 hasta el pozo 31 se han recorrido 6332 metros, esta es una distancia aceptable para apreciar los cambios que se dan en la calidad del agua.

3.1.2 Logística y metodología de muestreo

Se conformó una comisión de 15 personas integrada por personal de la Empresa de Acueducto de Bogotá, la empresa contratista ILAN y la Universidad de los Andes. Se contó con la asistencia de personal médico debido a la posibilidad de accidentes por la presencia de gases explosivos en el interceptor.

Se utilizó un medidor multiparamétrico de conductividad, pH y SST, también se midieron en campo los sólidos sedimentables, temperatura del agua y del aire. Las muestras se preservaron con Sulfato Manganeso, Alkali Yoduro y Ácido Sulfúrico. La empresa contratista ILAN se encargó de la toma y manipulación de muestras. Se midió la profundidad del agua en cada pozo muestreado y el caudal con la ayuda de un molinete.

La metodología de monitoreo que se utilizó se basó en la realización de aforos, mediciones parámetros de campo (temperatura, conductividad y pH) y toma de muestra para análisis de laboratorio sobre la misma (o aproximadamente la misma) masa de agua que se desplaza

hacia aguas abajo por el IRB. Estos datos sirven para calibrar correctamente el modelo de calidad.

Fue necesario realizar solo una campaña de mediciones la cual se realizó en un día. La programación de la hora de toma de muestras y realización de aforos se realizó mediante la implementación del modelo ADZ (Beer y Young, 1983) de tiempo de viaje extendido por Camacho y Lees (2000). El modelo ADZ permite calcular tiempos de primer arribo y de viaje promedio de la masa de agua basándose en valores conocidos de pendiente, coeficiente de manning, distancia, área mojada y caudal para cada tramo del interceptor.

Implementando los datos hidráulicos para el Interceptor Torca-Salitre y utilizando el modelo de tiempos de viaje, se especificó la hora de toma de muestra y realización de aforo en cada sitio. La hora de toma de muestra se indica en la Tabla 3-3.

Tabla 3-3. Hora de aforo y toma de muestra

No.	Pozo	Abscisa	Horario de muestreo
1	6S1	K0+450	10:00 am
2	19	K4+289.9	13:30 pm
3	22E4	K4+891.73	15:05 pm
4	31	K6+782.14	17:15 pm

3.1.3 Resumen de los determinantes de calidad de agua medidos en campo y en laboratorio

Se recomendó la medición de los siguientes parámetros de campo y el análisis en el laboratorio de los siguientes determinantes de calidad de agua a partir de las muestras tomadas sobre el Interceptor Torca-Salitre:

- *Parámetros medidos en campo:* temperatura del agua, temperatura del aire, pH, conductividad, caudal y profundidad.
- *Determinantes de calidad de agua analizados en laboratorio:* oxígeno disuelto, DBO5, DBO5 soluble, DQO, DQO soluble, NKT, Amonio como NH4+, nitritos,

nitratos, sólidos suspendidos totales SST, Fósforo orgánico, Fósforo soluble reactivo, Grasas, Aceites, Alcalinidad, Dureza y Coliformes Totales.

3.1.4 Resultados

La Tabla 3-4 muestra los resultados de los análisis realizados sobre las muestras tomadas durante la campaña de monitoreo.

Tabla 3-4. Resultados de la campaña de monitoreo sobre el IRB Torca-Salitre

Parámetro	Pozo 6S1	Pozo 19	Pozo 22E4	Pozo 31
Medición en campo				
Temperatura (°C)	18,7	18,5	15,4	16,5
pH	7,6	7,37	7,01	7,21
Conductividad (microS/cm)	896	920	400	784
Sólidos Sedimentables	2,5	3	0,5	2
Profundidad	0,73	0,92		2,35
Caudal (m3/s)	0,367	0,502	0,029	0,531
Análisis de Laboratorio				
Alcalinidad	239	242	85	284
Dureza Total	72	72	39	110
Sulfuros (mg/L)	4	2	5	1
DQO Total (mg/L)	274	252	2	218
DQO Soluble (mg/L)	102	80	ND	94
DBO5 Total (mg/L)	173	189	ND	181
DBO5 Soluble (mg/L)	26	60	ND	65
Grasas y Aceites (mg/L)	105	143	9	72
Sólidos Suspendidos (mg/L)	250	230	183	153
Nitritos (mg/L)	0,038	ND	0,017	ND
Amonio (mg/L)	48	51	3	63
Nitratos (mg/L)	ND	ND	ND	ND
NKT (mg/L)	52,84	57,43	10,48	69,53
Fósforo Soluble (mg/L)	1,69	2,444	ND	2
Fósforo Total (mg/L)	2,38	2,46	0,34	2,15
Coliformes Totales (NMP/100ml)	5,90E+07	1,70E+08	1,10E+06	6,90E+07
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	6,10E+06	2,80E+07	4,70E+04	2,70E+07

Es importante notar la ausencia de oxígeno disuelto en los resultados, también se presentan altos valores de Amonio y Nitrógeno orgánico. Altas concentraciones de nitrato no se encuentran usualmente en el agua residual de los alcantarillados (Jacobson, 1981), los resultados obtenidos eran esperados.

Los coliformes totales medidos en el interceptor son característicos de aguas residuales domésticas, al igual que la DBO, la DQO y los valores de fósforo que pueden ser afectados por las condiciones agrarias de la zona.

Se puede decir que los valores medidos en la descarga o pozo 22E4, corresponden a aguas lluvias; la DBO no es detectable y el número de coliformes es bajo en comparación con los medidos sobre el interceptor.

Se observaron bajas velocidades, del orden de 0.08 m/s, y una disminución en estas a medida que se avanzó sobre el interceptor. Esto se debe a la disminución de las pendientes y a la condición de ahogamiento que se presenta en la llegada del IRB Torca – Salitre a la PTAR El Salitre, cuyos efectos, durante el período de muestreo, alcanzaban el pozo 31.

Esta condición genera consecuencias graves sobre los procesos de calidad del agua, además, produce una situación de riesgo por la cantidad de gases que se generan, lo cual convierte al interceptor en una bomba de tiempo.

Aguas arriba, el interceptor presenta mayores pendientes por lo que existe poca sedimentación, a medida que se recorre el interceptor las velocidades disminuyen y se genera mayor sedimentación. Este efecto se puede apreciar en la disminución de los sólidos suspendidos totales que pasan de 250 mg l^{-1} en el primer punto a 150 mg l^{-1} en el último.

3.2 Implementación del modelo de calidad QUAL2K para el tramo Torca – Salitre

Para efectos de la modelación el Interceptor se dividió en 17 tramos, desde el pozo 6S1 hasta el pozo 31. El criterio de división fue la existencia de pozos de inspección, cambios de pendientes y cambios en las secciones transversales. La Tabla 3-5 muestra las características de cada tramo.

Tabla 3-5. Características geométricas e hidráulicas del interceptor Torca-Salitre

Pozo	Abscisa	Longitud (m)	Diámetro (m)	Pendiente	n-Manning
6S1	K0+450	470	2,2	0,00054	0,015
3	K0+920	520	2,2	0,00051	0,015
5A	K1+440	480,13	2,2	0,00048	0,015
8AE1	K1+920	325,68	2,2	0,00053	0,015
10TA	K2+245.81	60,89	Herradura	0,00055	0,015
10TA	K2+307.70	356,97	2,5	0,00034	0,015
11TA	K2+664.68	50,8	Herradura	0,00023	0,015
11TB	K2+715.48	424,58	2,45	0,00041	0,015
13E2	K3+140.06	539,6	2,45	0,00045	0,015
16E3	K3+679.66	610,24	2,45	0,00065	0,015
19	K4+289.90	601,83	2,45	0,00055	0,015
22E4	K4+891.73	354,45	2,45	0,00072	0,015
24	K5+246.18	411,93	2,45	0,00064	0,015
26	K5+658.11	366,97	2,45	0,00061	0,015
28E5	K6+025.08	270,64	2,75	0,00045	0,015
29E6	K6+295.72	297,4	2,75	0,00044	0,015
30B	K6+593.12	189,02	2,75	0,00043	0,015
31	K6+782.14				

3.2.1 Características hidráulicas del interceptor

Es necesario realizar una calibración hidráulica del interceptor para conocer la velocidad del flujo que determina el tiempo de viaje de la masa de agua, es decir, el tiempo disponible para la ocurrencia de los procesos de degradación en el agua.

El modelo QUAL2K permite realizar la calibración hidráulica de dos formas: la primera exige los datos de pendiente, rugosidad y la sección transversal del canal (ancho y pendiente lateral del canal), y la segunda, funciona para el caso de una sección circular como el IRB. Utiliza datos de pendiente, rugosidad y ecuaciones de regresión potencial que representan las características hidráulicas de cada tramo en función del caudal. Estas ecuaciones son del tipo $V = aQ^b$ para la velocidad y $H = \alpha Q^\beta$ para la profundidad.

El procedimiento para calcular estas curvas de calibración consiste en fijar un diámetro determinado, en este caso, el establecido en los diseños preliminares del interceptor, y establecer la pendiente y el ‘n’ de manning para cada tramo circular que se tiene.

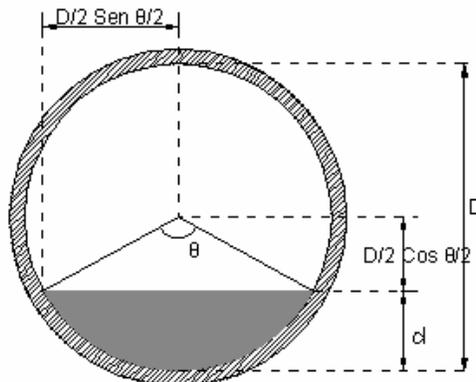


Figura 3-1. Representación ángulo θ . (Tomado Barrera, 2001)

Las propiedades geométricas del alcantarillado circular permiten establecer relaciones entre el diámetro y el nivel del agua dentro de la tubería como función del ángulo teta θ (Ver

Figura 3-1). Utilizando estas relaciones y para diferentes profundidades, se calculó el ángulo teta θ , el radio hidráulico y el área.

La velocidad se calculó utilizando la fórmula de Manning y luego el caudal se calculó con una simple relación entre la velocidad y el área. La Tabla 3-6 presenta un resumen de las relaciones para cálculo de flujo en alcantarillados a partir del ángulo teta θ .

Tabla 3-6. Fórmulas para cálculo de flujo en alcantarillados en función del ángulo teta θ

	Ecuación
Angulo θ	$\pi + 2\text{sen}^{-1}\left[\frac{d - D/2}{D/2}\right]$
Radio Hidráulico	$\frac{D}{4}\left[1 - \frac{\text{Sen}\theta}{\theta}\right]$
Área	$\frac{D^2}{8}[\theta - \text{Sen}\theta]$
Velocidad	$\frac{1}{n}R^{2/3}S^{1/2}$
Caudal	$A \cdot V$

A partir de los datos de caudal y profundidad medidos en campo y la sección transversal conocida, se obtuvieron los coeficientes de las curvas para la calibración hidráulica del modelo. Los resultados se presentan en la Tabla 3-7.

Tabla 3-7. Coeficientes para las curvas de calibración hidráulica

Tramo	Velocidad		Profundidad		
	Alpha	Beta	Alpha	Beta	
6S1	3	0.8478	0.2805	0.7899	0.5194
3	5A	0.8305	0.2805	0.8017	0.5194
5ª	8AE1	0.8126	0.2805	0.8145	0.5194

Tramo		Velocidad		Profundidad	
		Alpha	Beta	Alpha	Beta
8AE1	10TA	0.8421	0.2813	0.7938	0.5090
10TA	10T	0.8440	0.2813	0.7412	0.5090
10T	11TA	0.7101	0.2813	0.8377	0.5090
11TA	11TB	0.6170	0.2804	0.9254	0.5105
11TB	132	0.7600	0.2804	0.8060	0.5105
132	163	0.7859	0.2804	0.7870	0.5105
163	19	0.8970	0.2804	0.7165	0.5105
19	224	0.8447	0.2804	0.7478	0.5105
224	24	0.9307	0.2804	0.6981	0.5105
24	26	0.8920	0.2804	0.7194	0.5105
26	285	0.8768	0.2804	0.7282	0.5105
285	296	0.7788	0.2820	0.7495	0.5029
296	30B	0.7726	0.2820	0.7537	0.5029
30B	31	0.7662	0.2820	0.7581	0.5029

3.2.2 Montaje del modelo: datos de calidad

Una vez se registraron todos los datos hidráulicos, se suministraron todos los datos de calidad observados para los puntos analizados sobre el interceptor. Estos datos incluyen la descarga puntual medida y una fuente difusa aproximada debida a infiltraciones al interceptor cuando este atraviesa los cultivos de flores y de hortalizas de la zona norte de Bogotá. El montaje completo del modelo se presenta en el Anexo 2.

Se aplicó una fuente difusa en el primer tramo del IRB, entre el pozo 6S1 y el pozo 19, debido a la necesidad de completar el balance de caudales. Inicialmente los valores de calidad utilizados para la fuente difusa eran característicos del agua potable, pero a medida que se realizó el análisis de resultados de laboratorio, se concluyó que la infiltración era característica de las aguas de la formación Bogotá con alto contenido de amonio, DBO y

coliformes como consecuencia de los desechos de los cultivos presentes en la zona (Asocolflores, 1999).

Se escogieron constantes y parámetros de calidad de agua a partir de la literatura (Bowie, 1983 y Chapra, 1997), teniendo en cuenta el análisis de los resultados físico-químicos y las condiciones que se observaron en el interceptor durante la realización de la campaña de monitoreo. También se tuvieron en cuenta los resultados obtenidos en la Modelación del Río Bogotá (UNIANDES, 2002).

3.2.3 Calibración del Modelo: Metodología

Para conocer el nivel de confianza con el que el modelo de calidad utilizado representa la realidad, es necesario realizar un análisis de estimación de incertidumbre. Existen varias razones por las cuales pueden presentarse diferencias entre el modelo determinístico y la realidad, por ejemplo, puede existir un error en la estructura del modelo, en el parámetro, errores numéricos o errores de incertidumbre en las condiciones de frontera; este tipo de errores son intrínsecos al modelo y no dependen del modelador (McIntyre, Wheater y Lees, 2002). También los errores producidos en el análisis de los datos de campo son fundamentales para la estimación de la incertidumbre del modelo. Errores en los muestreos, en las mediciones o errores humanos, pueden alejar los resultados de la modelación de la realidad.

En la modelación de la calidad del agua siempre existirá una ambigüedad sobre el parámetro óptimo de calidad debido a errores naturales del modelo, esta ambigüedad se denomina incertidumbre paramétrica. Es necesario utilizar metodologías de calibración que eliminen al máximo dicha incertidumbre paramétrica.

En esta investigación se utilizó la metodología de estimación de incertidumbre generalizada GLUE (Beven y Binley, 1992), desarrollada como una extensión del método de análisis de sensibilidad generalizado GSA (Apear y Hornberger, 1980). Para aplicar la metodología se

utilizó la ayuda MCAT (Lees y Wagener, 2000), una herramienta desarrollada en Matlab, que permite analizar simulaciones de Montecarlo.

Mediante la herramienta MCAT, es posible apreciar gráficamente el grado de sensibilidad que tiene cada parámetro. Además, define las mejores combinaciones de parámetros óptimos empezando por el R^2 más alto o $1 - R^2$ más bajo, según la función objetivo definida, y continuando de manera descendente, entregando un conjunto de información de análisis del modelo, el cual le da argumentos muy importantes al modelador para la toma de decisiones.

3.2.4 Calibración de la calidad del agua

Inicialmente se tomaron como parámetros de calibración las siete tasas que se encuentran en la hoja “Rates” del modelo QUAL2K. Estos parámetros identifican las tasas a las que se generan los procesos de descomposición de materia orgánica, el ciclo del nitrógeno, la hidrólisis del fósforo, la hidrólisis de la materia orgánica articulada y la velocidad de sedimentación de esta. La notación utilizada para identificar los parámetros de calidad es la misma que se utilizó para la modelación del Río Bogotá (UNIANDÉS, 2002), con el fin de facilitar su comparación. La Tabla 3-8 presenta una descripción de los parámetros del QUAL2K y su abreviación para facilidad de presentación.

Tabla 3-8. Parámetros de calidad del modelo QUAL2K. (Tomado de UNIANDÉS, 2002)

Abreviación	Descripción
DescC	Tasa de descomposición rápida de la materia orgánica
HydroIN	Hidrólisis del nitrógeno orgánico
NitrifA	Tasa de nitrificación del amonio
DenitN	Tasa de desnitrificación de nitratos
HydroIP	Hidrólisis del fósforo orgánico
HydroIPOM	Hidrólisis de la materia orgánica particulada
Velasent	Velocidad de sedimentación de la materia orgánica particulada

Los valores para los parámetros fueron buscados manualmente con el fin de encontrar rangos de valores que ajustaran aproximadamente cada proceso. La idea de realizar esta calibración manual inicial, fue ajustar los rangos para la posterior utilización de un procedimiento de calibración más avanzado que reduce la incertidumbre de los resultados y encuentra los parámetros óptimos que representan la realidad. La calibración manual permitió establecer rangos de valores para los parámetros a calibrar.

La calibración manual se inició utilizando los resultados de la modelación del Río Bogotá, para contar con un punto de partida real con tasas conocidas y una referencia para la posterior comparación de resultados. Fue posible definir que los diferentes procesos que tienen lugar en el alcantarillado ocurren a tasas muy diferentes a las encontradas en el río, por ejemplo, la modelación de la descomposición de la DBO en el río arroja una tasa del orden de 0.06 d^{-1} , mientras que para el alcantarillado la tasa que se obtiene varía alrededor de $0.3\text{--}0.5 \text{ d}^{-1}$.

Estos resultados son consecuentes con la realidad, ya que un río anóxico puede llegar a comportarse como un sistema de lodos activados con tasas de descomposición entre 0.05 y 0.1 d^{-1} , mientras que el agua residual doméstica sin tratamiento tiene tasas de 0.2 a 0.5 d^{-1} (Chapra, 1997), que es similar al comportamiento encontrado en el IRB.

Tabla 3-9. Rangos de simulaciones de MonteCarlo de calidad para el tramo Torca-Salitre

Parámetro	Rango d^{-1}
DescC – K1	0.01 – 1.5
HydroIN – K2	0.01 – 2.0
NitrifA – K3	0.01 – 2.0
DenitN – K4	0.1 – 1.5
HydroIP – K5	0.1 – 1.5
HydroIPOM – K6	0.01 – 1.5
Velasent – K7	0.01 – 1.5

El procedimiento utilizado para la calibración del modelo consiste en la aplicación de la metodología GLUE, como se explicó anteriormente, para esto, fue necesaria la herramienta MCAT para estimación de parámetros. Con esta herramienta se pueden observar diagramas de dispersión, en los cuales los parámetros individuales de cada simulación de MonteCarlo se grafican contra los valores de la función objetivo, que en este caso se determinó como $1 - R^2$. Los rangos establecidos para la realización de las simulaciones de MonteCarlo sobre los parámetros se presentan en la Tabla 3-9.

Para realizar las simulaciones de MonteCarlo, primero se definieron los parámetros del modelo generados de forma aleatoria y distribuidos uniformemente en el rango establecido anteriormente para cada uno de ellos, ver Tabla 3-9. Después, se adicionó una hoja electrónica de Excel al modelo de calidad QUAL2K donde se ubicaron los valores aleatorios para cada parámetro. Durante cada una de las iteraciones del modelo (hasta mil) el programa modifica la hoja “Rates” con los parámetros aleatorios, ejecuta el modelo y guarda los resultados de la modelación.

Estos resultados son los que se analizan con la herramienta MCAT. Para la utilización de la herramienta, se organizaron los resultados de la modelación en archivos de datos. Se conformaron cuatro archivos: el primero de ellos contiene los datos de campo observados para cada determinante de calidad, el segundo los resultados de las mil modelaciones para cada ciclo, un tercero los mil parámetros utilizados para la modelación y el último archivo contiene el cálculo de los coeficientes de determinación R^2 .

El cálculo de la función objetivo se realizó mediante la fórmula presentada a continuación; el numerador corresponde a la varianza de los residuos del modelo y el denominador a la varianza de los datos observados.

$$1 - R^2 = \frac{\frac{1}{N-1} \cdot \left[\sum_{l=1}^N (C_{Simulada} - C_{observada})^2 \right]}{\frac{1}{N-1} \cdot \left[\sum_{i=1}^N (C_{observada} - \bar{C}_{observada})^2 \right]}$$

donde

$C_{simulada}$ = resultados de la modelación para un tiempo determinado

$C_{observada}$ = concentración observada en el mismo instante de tiempo que la simulada

$\bar{C}_{Observada}$ = media de los datos observados

N = número total de datos

El R^2 es un criterio de ajuste, si el modelo ajusta bien los datos el R^2 tiene un valor cercano a uno (1), pero esto no demuestra si los datos presentan interdependencia paramétrica. Fue necesario observar los resultados de las gráficas de dispersión que genera la herramienta MCAT para definir si existía interdependencia en los parámetros.

La calibración demostró un gran nivel de incertidumbre en el modelo. Las gráficas de dispersión no mostraron un parámetro mínimo identificable para el conjunto de parámetros analizados. Los resultados demuestran las falencias de los datos de campo. Si se analizan los datos de campo en forma detallada, es posible encontrar algunas inconsistencias que generan comportamientos inusuales de los procesos, por ejemplo, en el comportamiento del fósforo. Ver Figuras 1 a 8 del Anexo 3.

La mayor incertidumbre de los datos se presenta en la existencia de una fuente difusa en el primer tramo del interceptor. Con el fin de ajustar el modelo y obtener resultados más acertados, se adicionó un nivel de incertidumbre a estos datos. Los rangos para la generación de los parámetros aleatorios se definieron con base en estudios realizados sobre el agua de la formación Bogotá y sobre los cultivos de flores de esta zona de la ciudad (Asocolflores, 1999). Los rangos se presentan en la Tabla 3-10.

Tabla 3-10. Rangos para las simulaciones de MonteCarlo. Fuente Difusa

Concentración	Rango mgL ⁻¹
DBO	50 – 300
Oxígeno Disuelto	0 – 1
Amonio	10 – 50

Concentración	Rango mgL ⁻¹
Nitrógeno Orgánico	1 - 10
Fósforo	0 - 5

El procedimiento utilizado fue el mismo descrito anteriormente, se adicionaron los parámetros aleatorios a la hoja electrónica de Excel junto con los parámetros definidos en la calibración anterior. Se realizaron las iteraciones del modelo con las diferentes combinaciones de parámetros y se guardaron los resultados de la modelación.

Una vez más, se utilizó la herramienta MCAT para encontrar los parámetros mínimos identificables. En este caso fue posible identificar parámetros sensibles. Se ajustó el R^2 en la mayoría de los parámetros y se obtuvo un R^2 para un criterio de calibración combinado de los parámetros igual a 0.9808. La Figura 3-2 y la Figura 3-3 muestran los diagramas de dispersión y sensibilidad regional para los parámetros de calidad analizados.

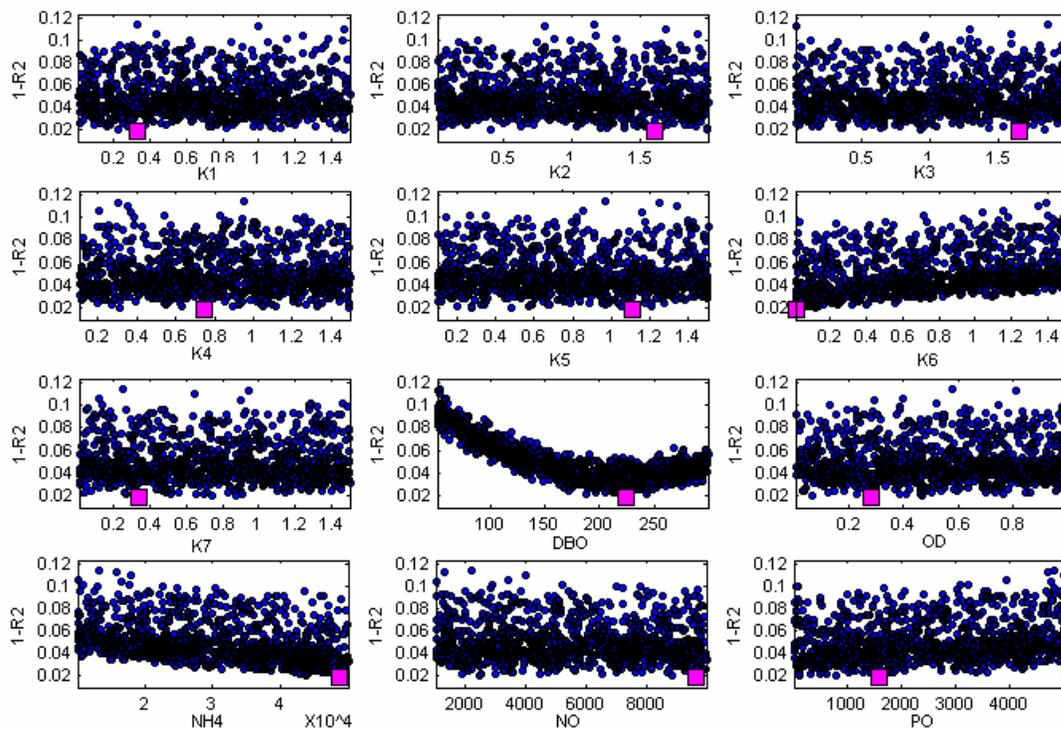


Figura 3-2. Diagrama de dispersión

Al analizar la Figura 3-3 y la Figura 3-4 se observa que los parámetros más identificables y sensibles son la DBO, el parámetro K6 que corresponde a la tasa de degradación de la materia orgánica particulada y el nitrógeno amoniacal. Estos parámetros vienen de un rango amplio que también se puede observar en la gráfica de sensibilidad regional.

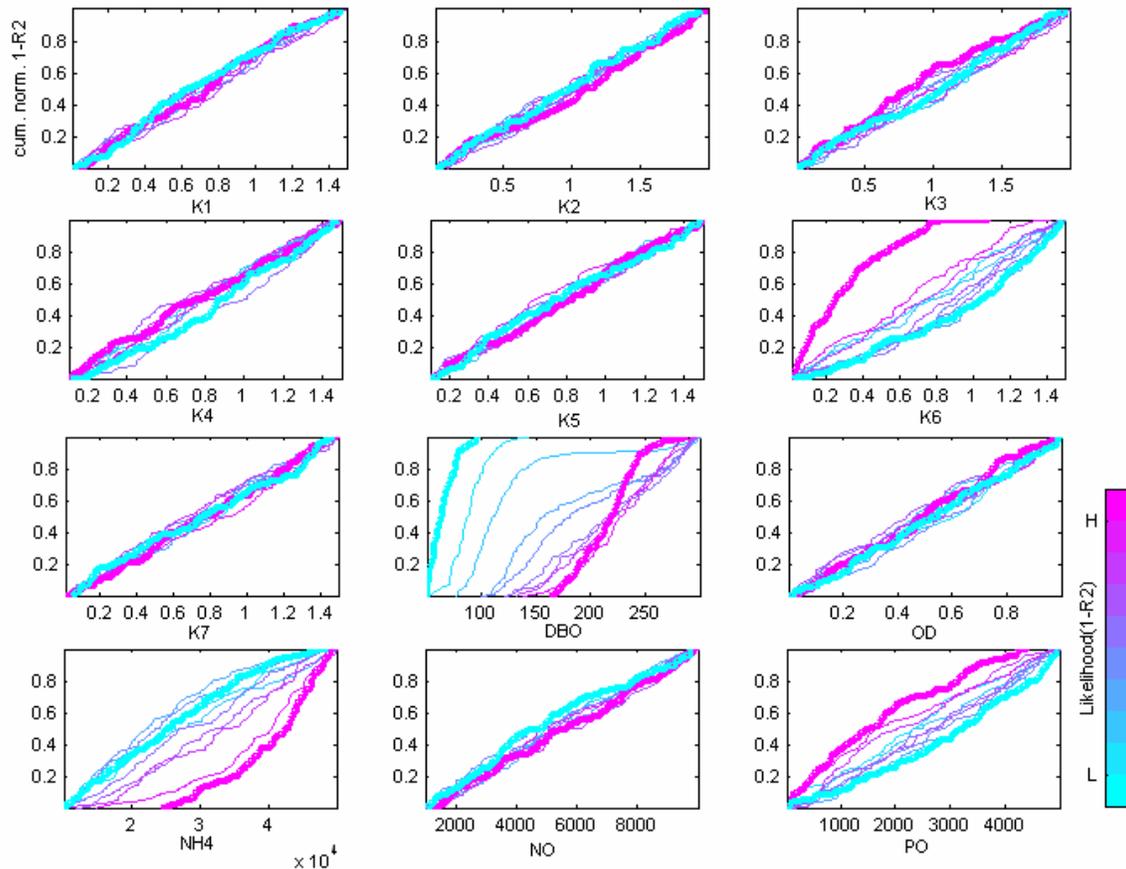


Figura 3-3. Diagramas de sensibilidad regional

En la Figura 3-3 es posible apreciar altas pendientes de los diagramas de sensibilidad para los parámetros analizados. Estas figuras demuestran que no existen valores óptimos o únicos para varios de los parámetros, lo cual implica que la respuesta del modelo es compleja y exige que los parámetros se analicen en forma conjunta porque es posible que se presenten interacciones entre ellos. Los valores óptimos obtenidos para cada parámetro se muestran en la Tabla 3-11.

Tabla 3-11. Resultados de la calibración

Parámetro	Valor
DescC	0.38
HydrolN	1.53
NitrifA	1.7
DenitN	0.75
HydrolP	1.12
HydrolPOM	0.1
Velasent	0.3
DBO	225
Oxígeno Disuelto	0.25
Amonio	48.94
Nitrógeno Orgánico	9.66
Fósforo Orgánico	1.59

Los valores óptimos obtenidos para los diferentes parámetros se reemplazaron en el modelo de calidad. La modelación ajusta los datos de campo en la mayoría de los casos, es decir representa la realidad. En la Figura 3-4 se presenta el ajuste del modelo a la DBO₅. La presentación completa de los resultados se muestra en el Anexo 3.

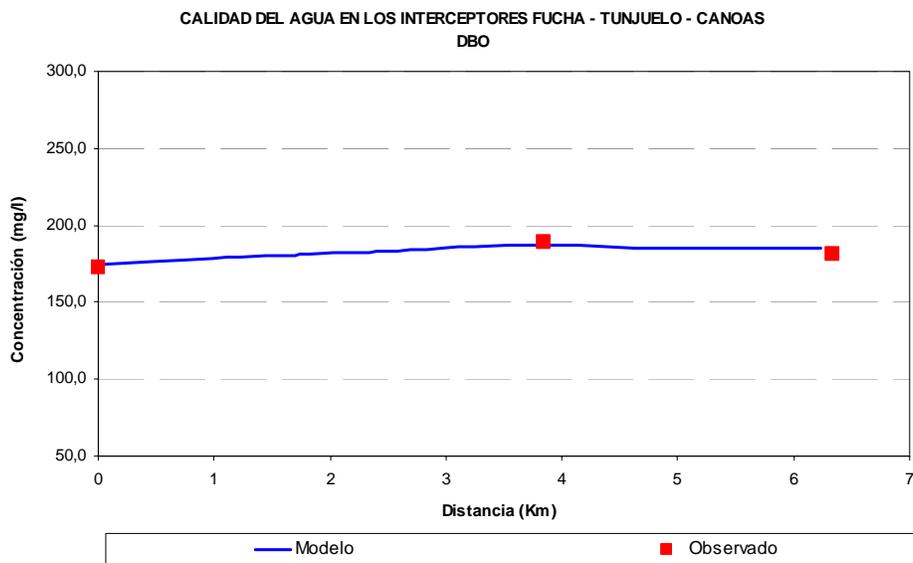


Figura 3-4. Modelación de la DBO en el IRB Torca - Salitre

El modelo presenta un problema en la modelación del fósforo orgánico, los resultados obtenidos no son cercanos a los datos de campo. Según los resultados del muestreo, el fósforo orgánico presenta un decaimiento considerable entre el primer punto de medición y el segundo. Los valores de fósforo se reducen en casi un 70%, lo cual implicaría una tasa de hidrólisis de fósforo muy alta, fuera de la realidad. El modelo no es sensible para este parámetro. Probablemente, existieron errores en los análisis de laboratorio. Para realizar la modelación del fósforo se utilizaron diferentes tasas tomadas de la literatura. Las variaciones en la modelación fueron casi imperceptibles. No fue posible explicar los datos con el modelo.

También se presentaron problemas en la modelación del amonio para el segundo tramo analizado. El modelo muestra la tendencia hacia el ajuste de los datos de campo, pero no se acerca lo suficiente como para decir que explica dichos datos. Es posible que exista una infiltración en el interceptor que adicione amonio, porque los valores de este aumentan de un punto a otro, sin existir una fuente conocida entre ellos.

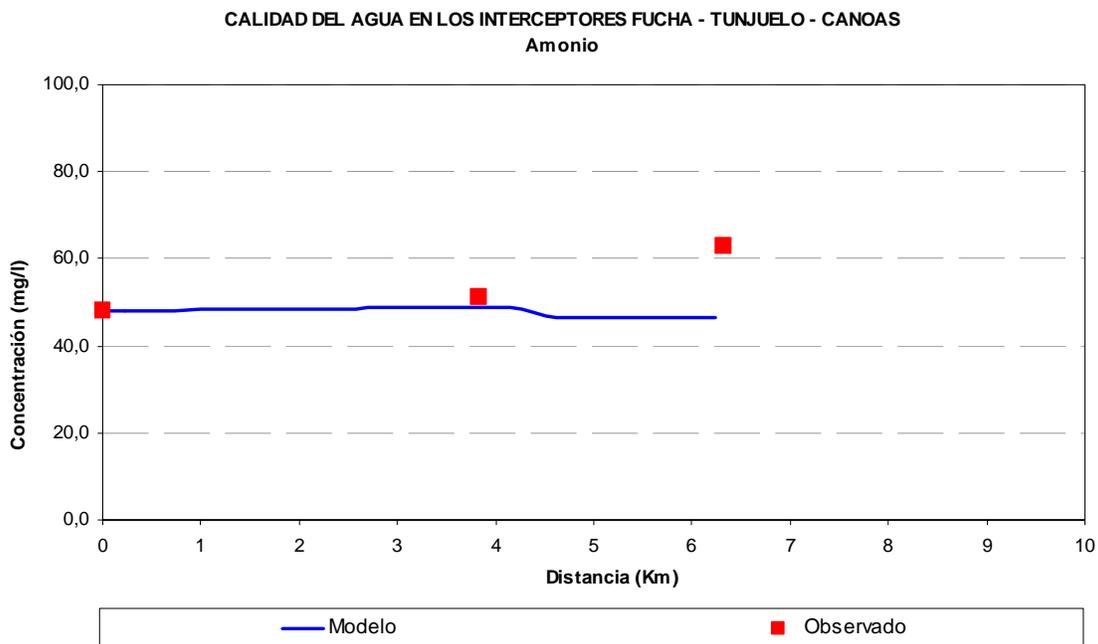


Figura 3-5. Modelación del Amonio en el IRB Torca - Salitre

En lo referente al ciclo del nitrógeno, el modelo de para el amonio se ajusta muy bien a los datos de campo. La Figura 3-5 se presenta el comportamiento del amonio en el interceptor. Los puntos representan los datos de campo, y las líneas el resultado de la modelación. Se puede apreciar el aumento de los valores de amonio hacia la segunda parte del tramo analizado. Aunque los datos de campo no mostraban la presencia de nitratos, la modelación presentó un aumento de estos (Figura 6 – Anexo 3), esto se debe a que dentro de la incertidumbre adicionada al modelo se incluyó la presencia de oxígeno, lo cual implicó la producción de nitratos por procesos de nitrificación.

En general el ajuste del modelo es bueno, las tasas obtenidas en la calibración generan un buen ajuste a los datos de campo.

3.2.5 Análisis de sensibilidad e incertidumbre

Este análisis se basa en la generación de una banda de confianza para la calidad del agua en el interceptor. Estas bandas de confianza por lo general son para los percentiles 5 y 95%. Lo que se busca es encontrar las concentraciones más probables para cada uno de los determinantes de calidad.

Mediante este análisis se puede encontrar un rango en el cual se encuentra el valor real de concentración. Este rango es la cuantificación de la incertidumbre sobre el valor del parámetro.

La incertidumbre se calcula basándose en la metodología GLUE, como se explicó anteriormente. Para este análisis se utiliza la herramienta MCAT, que analiza los resultados de las modelaciones de MonteCarlo y calcula la incertidumbre. Para cada valor de concentración, resultado de la simulación de MonteCarlo, se genera una distribución de probabilidad acumulada. Se calculan los límites de los intervalos de confianza utilizando interpolación lineal (Lees, Wagener, Wheeler, 2000).

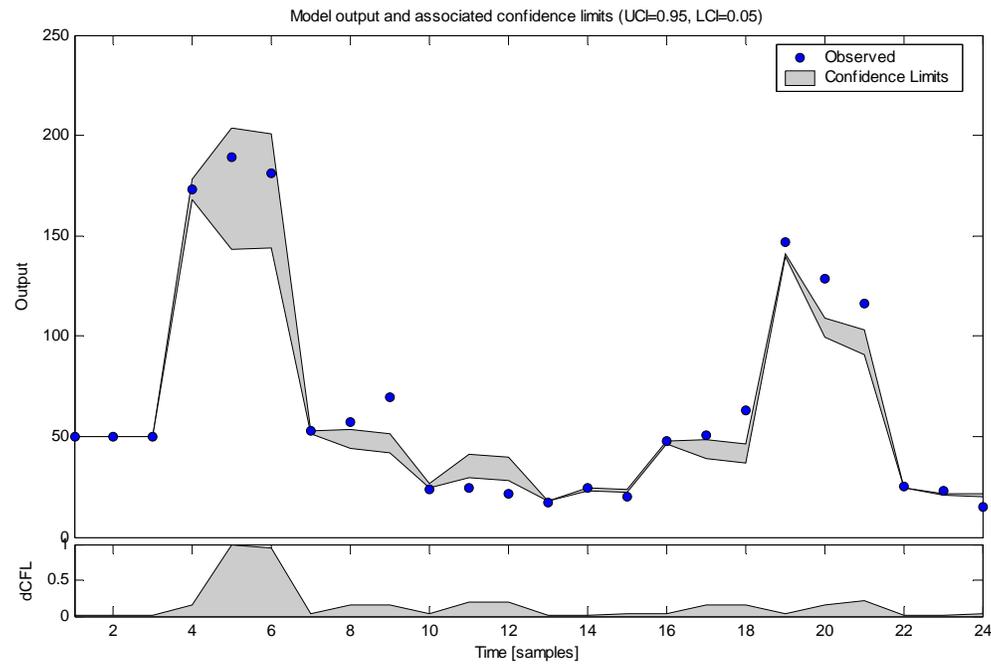


Figura 3-6. Banda de confianza para los parámetros modelados

La Figura 3-6 muestra la banda de confianza para los parámetros analizados con un intervalo del 95% de confianza asociado. Se puede apreciar una ampliación de la banda en un punto de la gráfica, esto corresponde a los valores de DBO. Esta ampliación implica que este parámetro es encontrado por el modelo con una gran incertidumbre, en comparación con los demás parámetros.

Es necesario anotar que la mayoría de los datos se encuentran por fuera de la banda de confianza, esto se puede presentar por dos razones; la primera implica que existe un problema estructural del modelo y la segunda que hay un error grande en los datos utilizados para la modelación. En este caso, es posible que la segunda razón tenga más peso sobre la primera, ya que existen inconsistencias en algunos análisis de laboratorio.

3.3 Modelación de coliformes

Como se explicó en el numeral 2.3.3, la modelación de coliformes se realizó utilizando un modelo de decaimiento de primer orden (Chapra, 1997), donde se toma k como una constante de decaimiento de la población de coliformes. La ecuación está dada por la relación

$$\frac{dX(t)}{dt} = -k \cdot X(t)$$

El decaimiento de k es función de la salinidad, la luz, la muerte natural y las pérdidas por sedimentación (Chapra, 1997). Esta relación se representa en la siguiente ecuación

$$k_b = (0.8 + 0.02 \cdot S) \cdot 1.07^{T-20} + \frac{\alpha I_o}{k_e H} \cdot (1 - e^{-k_e H}) + F_p \cdot \frac{V_s}{H}$$

Donde k_b es la constante de decaimiento de los coliformes ($1d^{-1}$), S es la salinidad en ppt o L^{-1} , α es una constante de proporcionalidad, I_o es la energía solar en la superficie (lyh^{-1}), K_e es un coeficiente de extinción (m^{-1}), H la profundidad del agua (m), F_p es la fracción de bacterias adheridas a los sólidos y V_s es la velocidad de sedimentación (md^{-1}).

El decaimiento por efecto de la luz se eliminó debido a que se asume que el agua residual no está expuesta a la luz solar dentro de un alcantarillado, también se elimina el término de pérdida por salinidad. Por lo tanto, la ecuación toma la forma

$$k_a = k_b' \cdot 1.07^{t-20} + F_p \frac{V_s}{H}$$

3.3.1 Montaje del modelo

El modelo se implementa sobre una hoja electrónica de un libro de Excel. Los datos requeridos por el modelo son: el caudal, la longitud de los tramos, los tiempos de viaje y las concentraciones observadas de los coliformes. Para calcular los tiempos de viaje, se utilizó el modelo desarrollado para el diseño de la campaña de muestreo, ajustado con los resultados de este para caudales y profundidad (Tabla 2 - Anexo 1).

Como se explicó anteriormente, existe una fuente difusa desconocida entre el primer y segundo punto de medición sobre el IRB Torca – Salitre. Se presenta un gran desbalance entre dichas mediciones. Las concentraciones de coliformes se incrementan en un orden de 10^7 NMP/100 ml. Por esta razón, la calibración del modelo de coliformes se realizó a partir del segundo punto de medición, que presenta valores más confiables con un comportamiento aceptable. El montaje del modelo de coliformes se presenta de forma detallada en la Tabla 1 – Anexo 6.

3.3.2 Calibración del modelo

Para esta calibración se utiliza la herramienta SOLVER de Excel. Esta herramienta sirve para calibrar un solo parámetro, K_a , que es la tasa de mortalidad total de coliformes. Utilizando esta herramienta, se puede calcular el valor óptimo para una celda denominada celda objetivo que depende de diferentes celdas cambiantes relacionadas con la fórmula de decaimiento de la celda objetivo. En este caso, la fórmula para el cálculo de la tasa total incluye dos parámetros: la tasa de mortalidad base y la tasa de mortalidad por sedimentación.

Para esta modelación se utilizó una adaptación de la herramienta SOLVER (Ávila, 2002) que utiliza simulaciones de MonteCarlo para encontrar los parámetros óptimos de mortalidad base y sedimentación que determinan la tasa total de mortalidad K_a . Se

utilizaron restricciones para las celdas cambiantes, con el fin de mantener el resultado dentro de valores aceptables que pueden describir estos procesos correctamente.

La función objetivo optimizada es $1 - R^2$, al igual que en la calibración anterior realizada sobre el interceptor. Se realizaron las simulaciones de MonteCarlo para encontrar los valores mínimos identificables para la tasa de mortalidad base y para la tasa de mortalidad por sedimentación. Los rangos utilizados para la calibración se muestran en la Tabla 3-12.

Tabla 3-12. Rangos para las simulaciones de MonteCarlo

Parámetro	Rango mgL ⁻¹
Tasa de mortalidad base - K_b'	0.5 - 5
Tasa de mortalidad por sedimentación - F_p	0.5 - 2.5

Una vez se realizaron las simulaciones de MonteCarlo se ajustó un R^2 igual a 0.99 mediante un criterio combinado de los dos parámetros. Los gráficos de dispersión y de sensibilidad se muestran a continuación.

Diagrama de dispersión. Mortalidad base

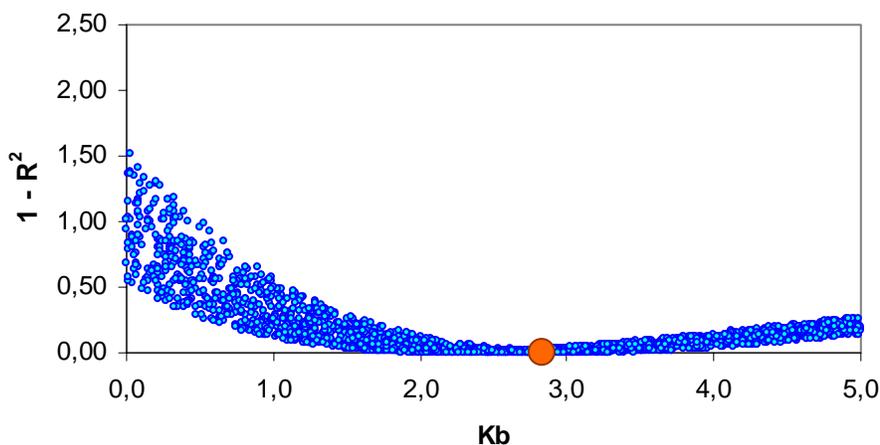


Figura 3-7. Gráfica de dispersión para la tasa de mortalidad base

En la Figura 3-7 se puede distinguir un mínimo sensible, que corresponde al valor óptimo para la tasa de mortalidad base y es igual a 2.82 d^{-1} . La Figura 3-8, muestra un análisis de sensibilidad de este parámetro, la alta pendiente implica una gran sensibilidad de este.

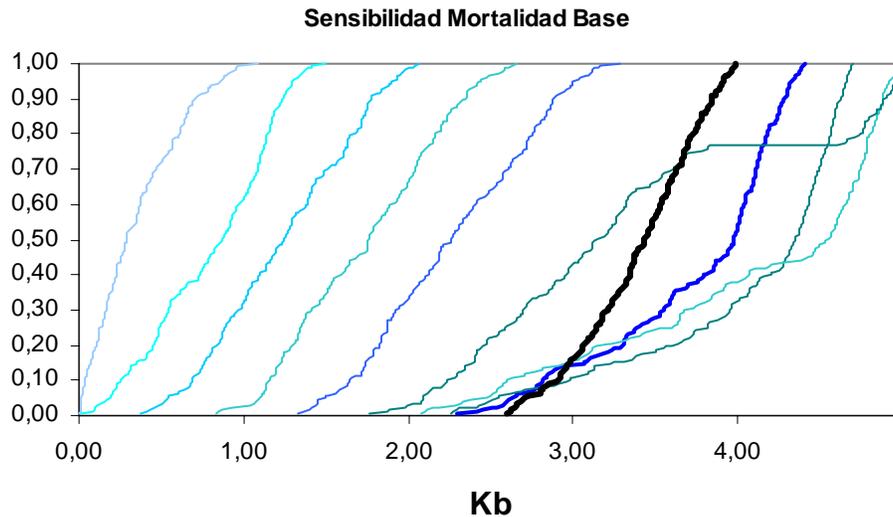


Figura 3-8. Gráfica de dispersión para la mortalidad por sedimentación

En la Figura 3-9 no se puede distinguir un valor mínimo sensible para el parámetro F_p . El valor mínimo calculado es 1.6 d^{-1} , el cual es un valor alto para la tasa de mortalidad por sedimentación. Este resultado es esperado, ya que en este punto del interceptor se presenta un aumento del fenómeno de sedimentación como consecuencia de la disminución de la velocidad del flujo y del aumento de la profundidad del agua en el interceptor, a medida que se avanza sobre él, por el estancamiento del flujo aguas abajo en la PTAR El Salitre.

También se presenta una disminución importante de la concentración de sólidos suspendidos totales en el agua residual, lo cual confirma el proceso de sedimentación presente.

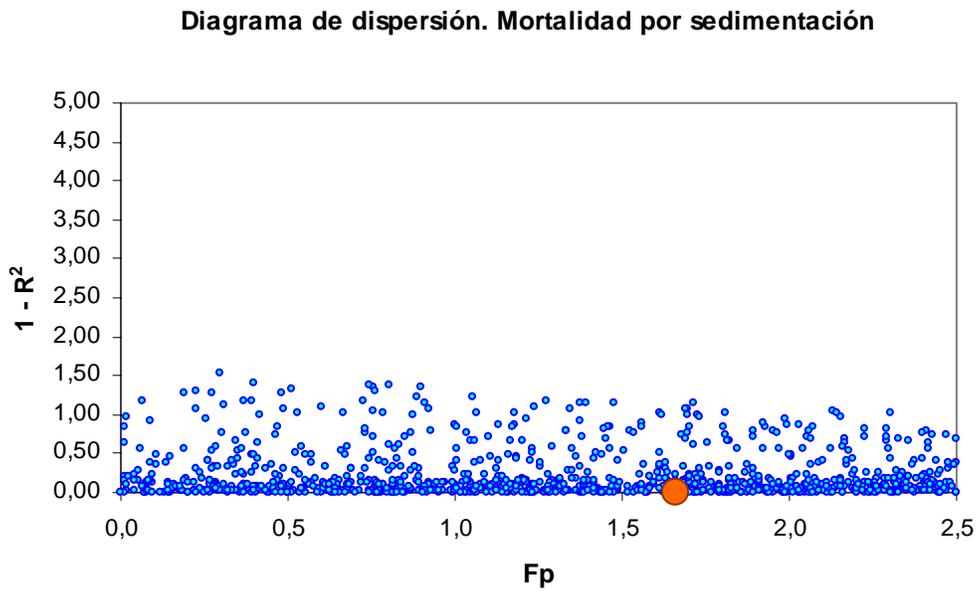


Figura 3-9. Gráfica de dispersión para el parámetro Fp.

Finalmente, la tasa de pérdida total de coliformes K_a , explicada anteriormente, tiene el valor óptimo promedio obtenido durante la calibración igual a 2.64 d^{-1} . El ajuste del modelo a los datos de campo se presenta a continuación en la Figura 3-10.

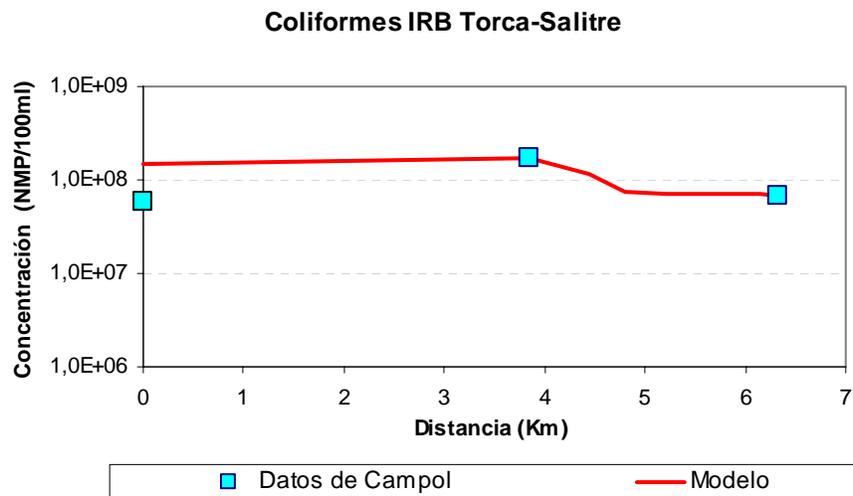


Figura 3-10. Ajuste del modelo de coliformes

El resultado de este modelo son tasas altas de mortalidad para coliformes. Esto se debe, principalmente, a las condiciones de remanso del canal de aducción de la PTAR El Salitre al momento de realizar el muestreo del tramo Torca – Salitre.

Los tramos Fucha – Tunjuelo – Canoas, presentarán mayores pendientes en su diseño constructivo, por lo que existirá mayor velocidad en el flujo y una reducción importante de los tiempos de residencia del agua residual dentro de él. Esto implica que probablemente la tasa de mortalidad por sedimentación disminuirá considerablemente. También se puede decir que debido a las altas concentraciones de coliformes en las cuencas Fucha y Tunjuelo la reducción de dichas concentraciones dentro de los interceptores será despreciable.

Capítulo 4 Modelación de la calidad de agua en estado estable del IRB en los tramos Fucha – Tunjuelo – Canoas

Para la realización de esta modelación se partió de una modelación previa (Camacho, 2003), realizada por petición especial de la Empresa de Acueducto de Bogotá. En dicha modelación se utilizan como base los parámetros de calidad del agua calibrados para la modelación del Río Bogotá.

En este capítulo se hace una adaptación del modelo de calidad implementado (Camacho, 2003) y se utilizan los parámetros calibrados en el capítulo anterior con el fin de tener un resultado más acertado sobre la forma como ocurren los procesos en un alcantarillado.

4.1 Montaje del Modelo

Como parte del desarrollo del Esquema de Saneamiento del Río Bogotá se planteó la construcción de una planta de tratamiento en Canoas. Para llevar las aguas residuales hasta este punto se plantearon diferentes alternativas de diseño para el Interceptor Río Bogotá (HMV Ingenieros, Giraldo, 2002). Estas alternativas consisten básicamente en la determinación de un trazado, la definición del diseño geométrico, el cálculo de pendientes y la localización de estaciones de bombeo.

La alternativa seleccionada para esta investigación es un primer tramo en túnel con una longitud de 3350 m y 3.75 m de diámetro, una segunda parte en box coulvert con dos cámaras de 4.5 x 3.3 m con una longitud 9480 m y finalmente un box coulvert también con dos cámaras de 4.25 x 3.3 m y con longitud 8600 m.

Si se determina la construcción de todos los tramos en forma de túnel, se deben realizar las curvas de calibración y reemplazar la geometría descrita en el modelo de calidad con estas curvas. La Tabla 4-1 presenta la descripción detallada de la geometría del interceptor diseñado.

Tabla 4-1. Características geométricas e hidráulicas de los interceptores (Adaptado Giraldo 2003)

Sitio	Abscisa	Long. m		Diam/ancho m	Prof. m	Pendiente	Qseco m ³ s ⁻¹	n-Manning
Av Boyacá	0			3				
		3335	Circular			0.0002	9.5	0.015
Pondaje	3335							
		15	Circular			0.0002	9.5	0.015
Avda Am	3350							
		9480	Box					
				4.5	3	0.0002	9.5	0.015
Est. Tunjuelo								
Box	12830							
Est. Tunjuelo	12830							
		8600						
			Box x2	4.25	3.3	0.00025	17.1	0.015
Canoas								
	21430							
Est Canoas		2700						
Emisario			Box x2	4.25	3.3	0.00025	17.1	0.015
	24130							

Para determinar las condiciones hidráulicas de la primera parte en túnel fue necesario realizar las curvas de calibración (ver numeral 3.2.1), estas curvas son del tipo $V = aQ^b$ para la velocidad y $H = \alpha Q^\beta$ para la profundidad. Los resultados para las curvas se presentan en la Tabla 4-2.

Tabla 4-2. Coeficientes para las curvas de calibración hidráulica

Tramo		Velocidad		Profundidad	
		Alpha	Beta	Alpha	Beta
Fucha	1/3 Pondaje	0.566	0.283	0.835	0.5076
	1/3	0.566	0.283	0.835	0.5076
	2/3	0.566	0.283	0.835	0.5076

Se utilizó el estudio Población, Caudales y Cargas Contaminantes de la Unión Temporal de Saneamiento del Río Bogotá para determinar los datos de cargas orgánicas contaminantes necesarias para la modelación. Los datos utilizados se encuentran en la Tabla 4-3.

Tabla 4-3. Cargas contaminantes. (Tomado Giraldo, 2003)

Cuenca	Q seco m^3s^{-1}	Población Hab.	Carga DBO tonaño^{-1}	Carga de SST tonaño^{-1}	Conc. DBO mg l^{-1}	Conc SST mg l^{-1}
Salitre Alto	9	3306934	63973	106219	225.40	374.24
Fucha	9.5	3496275	99539	99539	332.25	332.25
Tunjuelo + Soacha	7.6	4216075	76943	80021	321.03	333.88
Fucha + Tunj. + Soacha	17.1	7712350	176482	179560		

El montaje del modelo de calidad para este tramo del IRB es similar al realizado para el tramo Torca – Salitre. Una vez se definieron las características hidráulicas del tramo, se suministraron los datos de calidad del agua obtenidos de los estudios sobre el Fucha (HMV, 2003) y el Tunjuelo (Giraldo, 2003) realizadas para la Empresa de Acueducto.

Como condiciones de entrada se definieron aquellas correspondientes al Río Fucha y se referenció este punto de inicio de acuerdo al abscisado del Río Bogotá (UNIANDES, 2002). En el modelo no se asumió ninguna fuente difusa y como fuentes puntuales se determinaron el Río Tunjuelo y una abstracción de la mitad del flujo que llega a Canoas igual a $8.55 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ($17.1/2$). Esta abstracción simula el efecto de la modelación en dos celdas diferentes del box culvert (Camacho, 2003). Las estaciones de bombeo se asumieron como caídas de agua que imprimen oxígeno al flujo (Camacho, 2003). El montaje completo del modelo se presenta en el Anexo 4.

4.2 Definición de parámetros de calidad

Los valores de parámetros de calidad utilizados para esta modelación son los encontrados en la calibración del modelo de calidad para el tramo Torca-Salitre y no los asumidos en la modelación realizada previamente para la Empresa de Acueducto de Bogotá. Dichos parámetros se escogieron con base en la literatura (Bowie, et al., 1985 y Chapra 1997) y los resultados iniciales de la modelación sobre el Río Bogotá (UNIANDES, 2002). Los nuevos parámetros se resumen en la Tabla 4-4.

Tabla 4-4. Parámetros óptimos del modelo de calidad

Parámetro	Valor d⁻¹
Desc C	0.38
HydroIN	1.53
NitrifA	1.7
DenitN	0.75
HydroIP	1.12
HydroPOM	0.1
Velasent	0.3
Coliformes	2.64

4.3 Resultados de la modelación

Los resultados muestran una transformación pequeña en la calidad del agua durante su recorrido por el interceptor. El oxígeno disuelto se consume rápidamente debido al alto contenido de materia orgánica presente en el agua residual. Los picos que se aprecian en la Figura 4-1, corresponden al oxígeno que proporcionan las estaciones de elevación, que permiten la presencia de procesos aeróbicos durante algunos metros de recorrido.

La DBO sufre una pequeña degradación. En la Figura 4-2 se puede ver que la mayor degradación se presenta durante los períodos aeróbicos en una relación de 2:1 en comparación con los períodos anaeróbicos. Aún así, la degradación no es significativa debido a los bajos tiempos de viaje del agua en el interceptor, que aproximadamente se ha calculado un promedio de 6 horas. Por esta misma razón, no se presenta una disminución significativa de los sólidos suspendidos en el agua residual.

El nitrógeno orgánico también presenta una pequeña disminución, especialmente durante la presencia de oxígeno. Existe un proceso de hidrólisis del nitrógeno; este se oxida y se produce amonio que a su vez produce nitrato por las características anaeróbicas en el interceptor, estos procesos se pueden apreciar claramente en los resultados de esta modelación. La reducción en la concentración de fósforo total también es muy reducida.

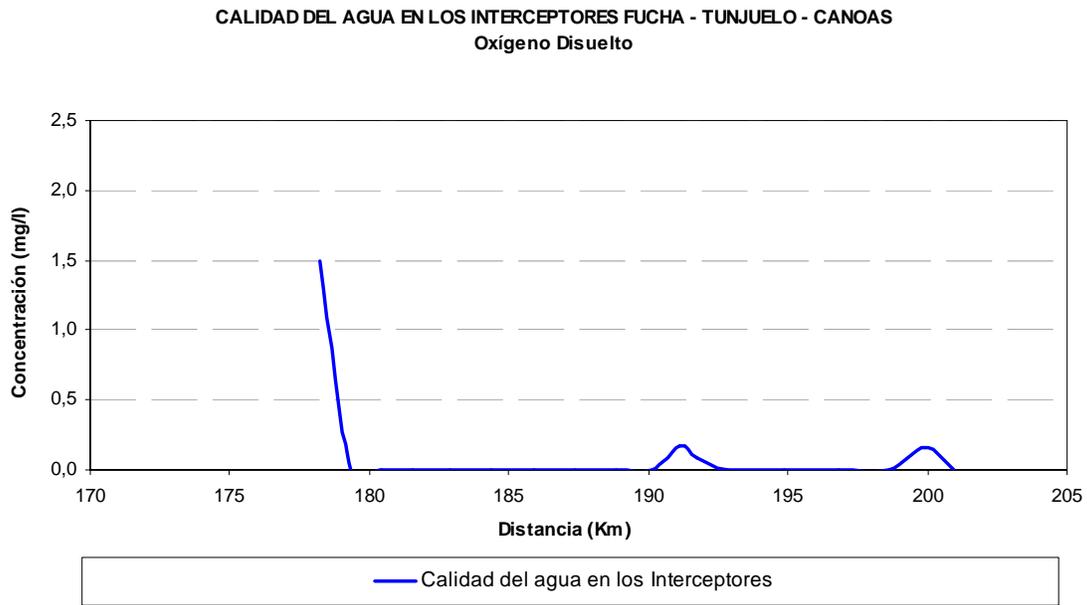


Figura 4-1. Oxígeno disuelto modelado

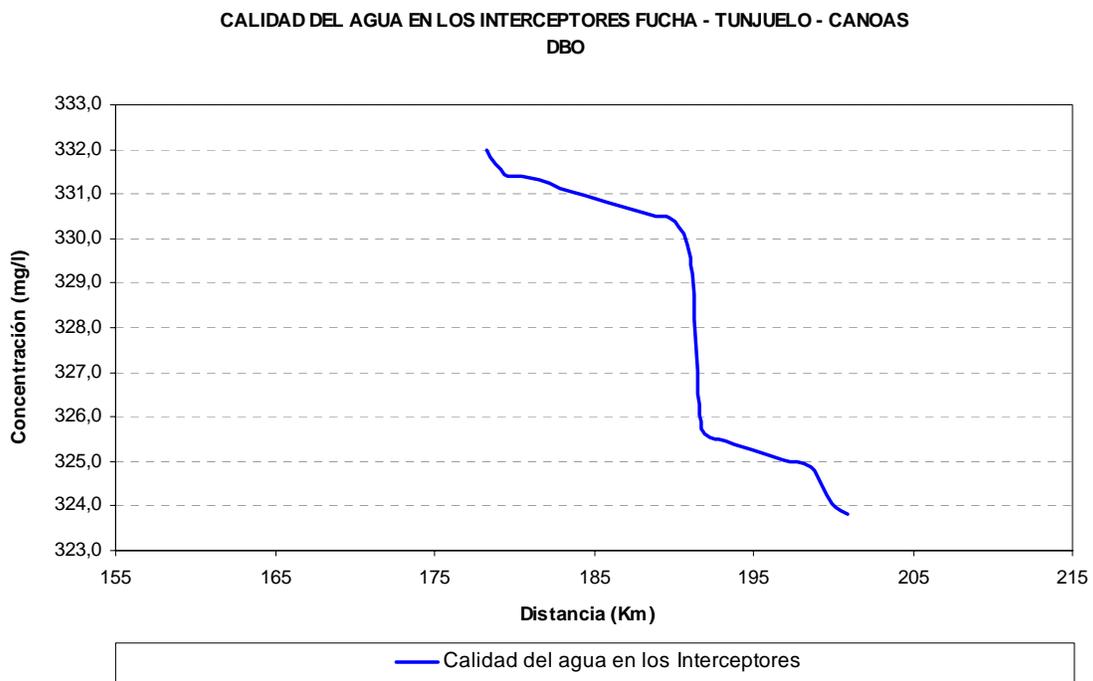


Figura 4-2. Demanda bioquímica de oxígeno

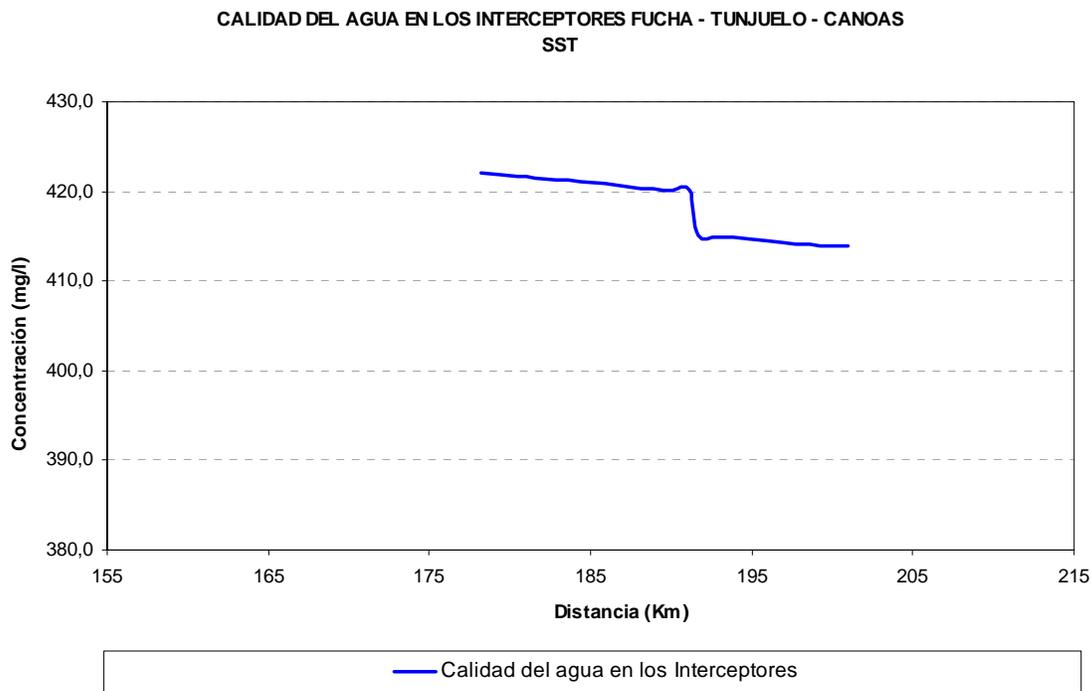


Figura 4-3. Sólidos Suspendidos Totales

El resultado de esta modelación es la calidad del agua que entra a un tratamiento en la planta de Canoas o que se puede mezclar con el Río Bogotá antes de llegar al Embalse del Muña. Los resultados completos de la modelación se presentan de forma detallada en el Anexo 5.

4.4 Modelación de Coliformes

Para realizar la modelación de coliformes en este tramo se utilizaron los resultados de tiempos de viaje, caudales y longitud de los tramos del modelo de calidad QUAL2K. También se utilizaron las tasas resultantes de la calibración realizada sobre el modelo de coliformes para el tramo Torca - Salitre. Se modeló la entrada del Tunjuelo como una fuente puntual. Las concentraciones utilizadas fueron tomadas de las mediciones realizadas en los estudios de HVM Ingenieros sobre la Cuenca del Fucha. El montaje del modelo de coliformes se presenta de forma detallada en la Tabla 2 – Anexo 6.

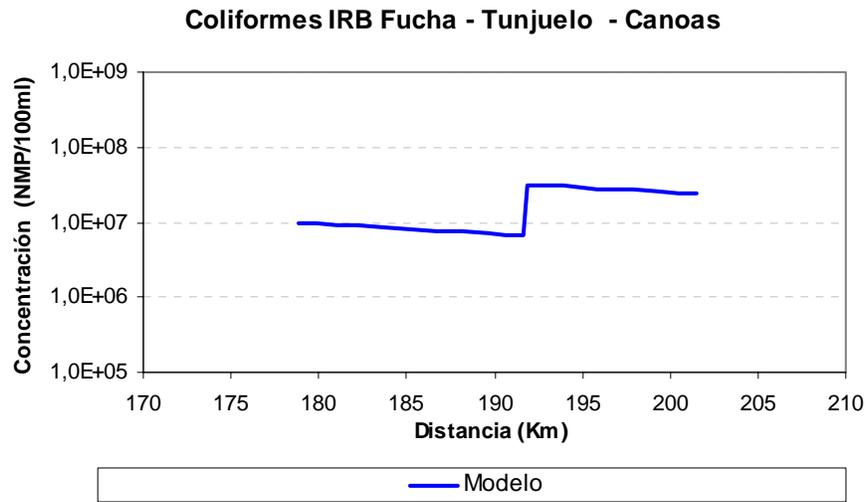


Figura 4-4. Modelo de coliformes para el tramo Fucha – Tunjuelo - Canoas

La Figura 4-4 presenta el resultado de la modelación. Aunque las tasas utilizadas son altas, no se aprecia una disminución considerable de las concentraciones de coliformes. Esto se debe, principalmente, a los bajos tiempos de retención que se presentan en estos tramos del IRB.

La Cuenca del Tunjuelo aporta una concentración muy alta de coliformes, del orden de 10^8 NMP/100ml (UNIANDÉS, 2002), lo cual aumenta las concentraciones totales dentro del interceptor de manera considerable. En la llegada a Canoas las concentraciones son muy altas, no sufren una variación considerable dentro del interceptor.

4.5 Comparación de la calidad del agua en Alicachín con y sin interceptores y análisis de sensibilidad

Como un complemento a la modelación del interceptor, es importante estudiar los efectos de su construcción sobre el Río Bogotá y los posibles cambios en la calidad del agua entregada en Alicachín, que luego es descargada al Embalse del Muña.

La implementación del modelo de calidad con y sin la construcción del interceptor para el Río Bogotá, es una adaptación (Camacho, 2003) realizada a los modelos de calidad implementados en el estudio sobre la calidad del agua del río que la Universidad de los Andes realizó para la Empresa de Acueducto de Bogotá en el año 2002.

Para realizar el análisis sobre la calidad del agua del Río Bogotá se suprimieron los vertimientos puntuales correspondientes a la entrada de los ríos Fucha y Tunjuelo, ya que se asume que estos entran al interceptor. Se tomó en cuenta solo el tramo importante para esta investigación (baja Cuenca Media). Finalmente se supuso una fuente puntual a la altura de Canoas donde se vierten al río los $17\text{m}^3\text{s}^{-1}$ que se moverían por el interceptor, teniendo en cuenta la calidad del agua obtenida en el numeral anterior. Este vertimiento a la altura de Canoas se realiza porque no existe una fecha clara para la construcción de la planta de tratamiento, por lo que el agua residual se mezclará con el río en este punto antes del Embalse del Muña.

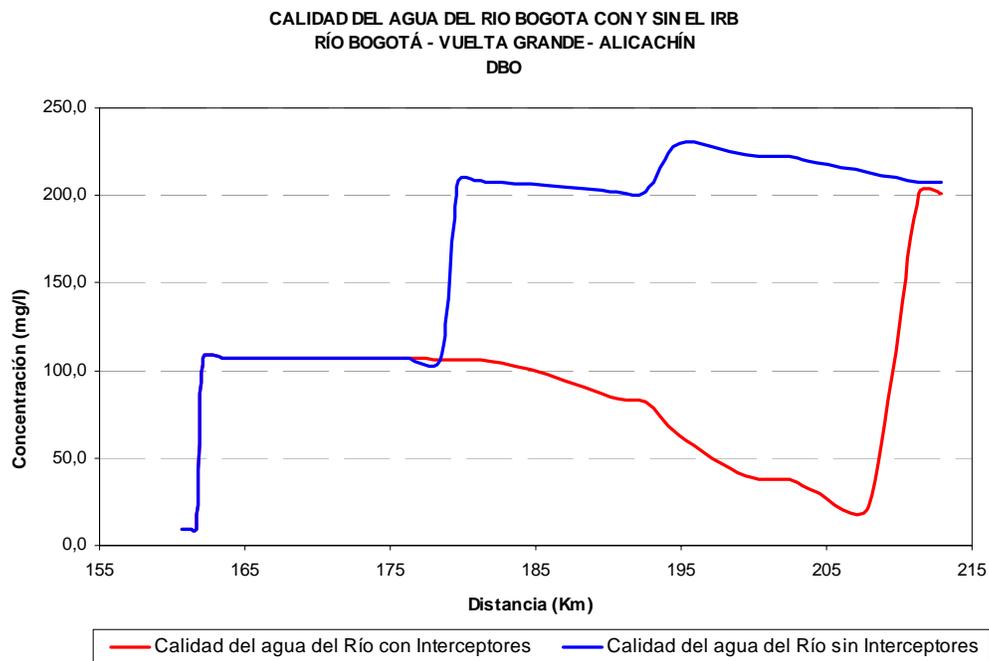


Figura 4-5. Modelación Río Bogotá con y sin IRB Fucha – Canoas

El resultado de esta modelación se comparó con los resultados del estudio de modelación de calidad del agua del río (Uniandes, 2002). Los resultados se presentan en las figuras del Anexo 7.

Se puede observar que la calidad del agua en Alicachín con y sin interceptores es prácticamente la misma. Esto se debe a que el río se encuentra en condiciones de saturación y la capacidad de degradar materia orgánica es mínima. Por esta razón, la poca degradación que se observó en el interceptor es comparable con la del río. Ver Figura 4-5.

Existe una diferencia entre la cantidad de nitrógeno orgánico producido. En el río hay menor producción de nitrógeno orgánico debido a las condiciones anaeróbicas de este. Por el interceptor ocurre mayor nitrificación del nitrógeno amoniacal, esto se debe a que las altas pendientes y las estaciones de bombeo permiten mayor reaeración del flujo por lo que se presentan más procesos aeróbicos.

Otro aspecto importante a resaltar de esta comparación, es la gran recuperación que tiene el río cuando se suprimen los vertimientos del Fucha y del Tunjuelo. El Río Bogotá es capaz de descomponer las cargas contaminantes que trae desde la PTAR Salitre casi en su totalidad, como es el caso de la DBO que presenta una disminución en su concentración del 90%.

4.6 Limitación de la modelación en estado estable

Existen muchos factores que afectan la calidad del agua de una Cuenca. Estos factores hacen que las concentraciones de los diferentes contaminantes presentes en el agua residual varíen en el tiempo. Los hábitos de las personas determinan un patrón horario de contaminación del agua residual durante un día.

Cuando se realiza un muestreo puntual no se tiene en cuenta el cambio horario de las concentraciones, que en la mayoría de los casos de la ciudad de Bogotá tienden a variar en

un rango muy amplio. En el Río Fucha, por ejemplo, se presentan variaciones en las concentraciones de diferentes parámetros de calidad; el oxígeno disuelto puede estar en 2.9 mg/L en la mañana, pasar a 4.5 mg/L en la tarde y al siguiente día estar en 0.3 mg/L (HMV, 2002).

Con el fin de reducir la incertidumbre en los análisis se tiende a realizar muestreos compuestos en períodos de tiempos iguales, y recrear de esta forma el comportamiento diario de un contaminante. La realidad es que solo un monitoreo continuo permite que un modelo de calidad reproduzca con precisión los cambios en la calidad del agua y prediga el comportamiento de ésta en un punto determinado.

La modelación en estado estable permite predecir de forma general la calidad del agua, pero tiene implícito un gran nivel de incertidumbre. Es necesario generar unas bandas de confianza sobre las cuales se ubiquen las predicciones, ya que posiblemente los valores utilizados en el montaje del modelo no son los únicos que se puedan medir en determinado caso.

Por esta razón, se deben utilizar modelos de calidad dinámicos que reduzcan la incertidumbre en las predicciones y que reproduzcan el comportamiento exacto de las variaciones que se producen en la calidad de las aguas residuales dentro del alcantarillado.

En el siguiente capítulo se realiza la modelación dinámica de la calidad del agua sobre el interceptor IRB para el tramo Fucha – Tunjuelo – Canoas.

Capítulo 5 Modelación dinámica de la calidad del agua del IRB en los tramos Fucha – Tunjuelo - Canoas

5.1 Descripción del modelo

Para la modelación dinámica del interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas se utilizó una nueva versión del modelo de calidad QUAL2K que permite representar los procesos de calidad que ocurren en un cuerpo de agua de forma continua.

Básicamente el modelo tiene la misma interfase utilizada anteriormente, la diferencia radica en que los datos de calidad y meteorología se deben diferenciar a lo largo de un día. De esta forma se logra una predicción más acertada de la calidad del agua en un punto determinado sobre el interceptor. El modelo también muestra una aproximación horaria del comportamiento de los diferentes contaminantes. El montaje completo del modelo de calidad se presenta en el Anexo 8.

El modelo genera bandas de confianza que permiten observar el nivel de incertidumbre de la modelación, ya que es necesario ingresar rangos conocidos dentro de los cuales pueden variar las concentraciones de los diferentes contaminantes para una misma entrada modelada.

Para la modelación dinámica inicialmente se tenía previsto el uso del modelo de calidad dinámico ADZ-QUASAR extendido, no fue posible utilizarlo debido a la falta de datos de campo para la validación del modelo.

El QUAL2K permite mayor flexibilidad en la modelación y sus resultados presentan un acercamiento válido a la dinámica de los diferentes procesos de calidad que tienen lugar dentro del interceptor.

5.2 Estimación de la carga contaminante en el tiempo

Como parte del desarrollo del Esquema de Saneamiento Ambiental del Río Bogotá, adelantado por la Empresa de Acueducto de Bogotá y otras entidades relacionadas con el tema ambiental en la ciudad de Bogotá, se han realizado diferentes estudios alrededor de la Cuenca del Fucha y la Cuenca del Tunjuelo, que actualmente son los principales contaminantes del río en su Cuenca Media.

Las mediciones de parámetros de calidad realizadas por HMV Ingenieros, en el caso de la Cuenca del Fucha y IEH Grucon para la Cuenca del Tunjuelo, presentan varias limitaciones especialmente en lo referente a la medición de concentraciones de nutrientes y falta de mediciones continuas de los otros parámetros. Las mediciones utilizadas para esta estimación corresponden a muestras compuestas cada ocho horas, no se pudo contar con datos medidos cada hora para la modelación.

A continuación se explica, de forma detallada, la manera como se estimaron los parámetros necesarios para el montaje del modelo dinámico.

5.2.1 Río Fucha

Para la estimación de la carga contaminante del Fucha, se utilizaron las gráficas de multiplicadores horarios encontradas para los parámetros de pH, temperatura y conductividad después del análisis de diferentes eventos sobre la Subcuenca del Virrey, ya que es posible aplicar estos factores a cuencas similares. En este caso se hizo una aproximación a la Cuenca del Fucha teniendo en cuenta el tipo de agua residual que se maneja. En el caso de la Cuenca del Tunjuelo, los resultados tienen un nivel alto de incertidumbre, debido a que existen grandes vertimientos de tipo industrial sobre esta cuenca que alteran las concentraciones de los contaminantes en el agua, es decir, el tipo de agua residual. Ver de la Figura 5-1 a la Figura 5-3.

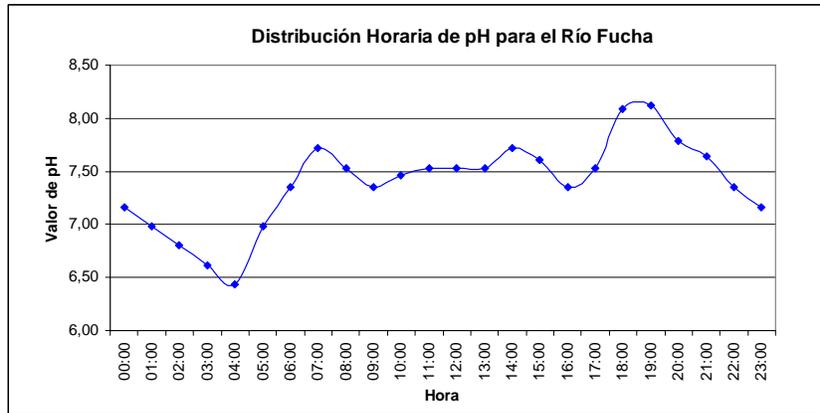


Figura 5-1. Variación horaria del pH utilizando los multiplicadores horarios de la Subcuenca del Virrey



Figura 5-2. Variación horaria de la conductividad utilizando los multiplicadores horarios de la Subcuenca del Virrey

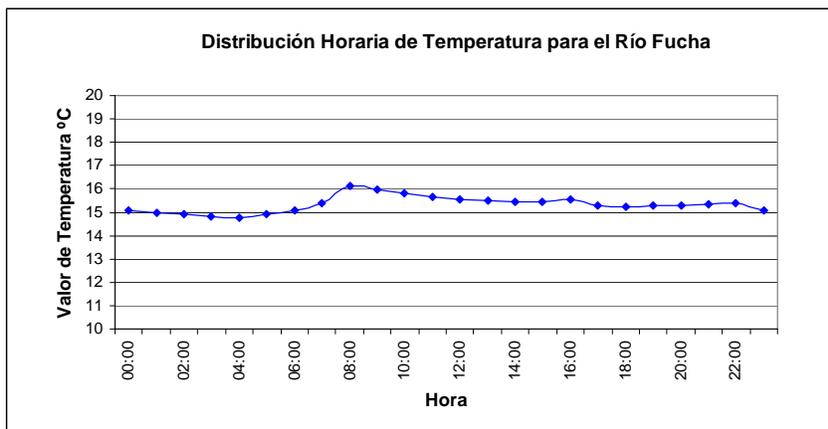


Figura 5-3. Variación horaria de la Temperatura utilizando los multiplicadores horarios de la Subcuenca del Virrey

Durante el estudio de la Subcuenca del Virrey también se analizaron los cambios que experimentan en los valores normales los parámetros de conductividad, temperatura y pH, y se encontró que otros parámetros analizados presentaban cambios similares en su comportamiento. Estas similitudes fueron utilizadas para determinar relaciones matemáticas entre parámetros.

Se estableció que a pesar de no existir evidencia de la relación fisicoquímica entre los parámetros, si existe una correlación matemática entre sus patrones de comportamiento. Después de realizar análisis multivariados entre parámetros se llegó a la siguiente ecuación:

$$Cont = A \cdot Conductividad^B \cdot pH^C \cdot Temperatura^D \cdot OD^E$$

donde

A, B, C, D y E son las constantes a estimar por medio de la regresión

Cont: contaminante, carga o concentración de parámetros medidos en el laboratorio

Conductividad: valor de conductividad en mScm⁻¹ medido con la sonda multiparamétrica.

pH: valor de pH medido con la sonda multiparamétrica

OD: valor de oxígeno disuelto medido con la sonda multiparamétrica, mgL⁻¹.

Para realizar la estimación de los datos se utilizó la fórmula presentada anteriormente. Los resultados de las regresiones multivariadas con mejor ajuste para la Subcuenca del Virrey y las curvas de conductividad, pH y temperatura, desarrolladas a partir de los valores promedios medidos por HMV en la Cuenca del Fucha y los multiplicadores horarios. Los valores de las correlaciones se presentan en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1. Correlaciones Subcuenca El Virrey.

	DBO	CARGA DBO	DQO	CARGA DQO	NITRITOS	FOSFORO	NTK	SST
R2	0,85633	0,69063	0,79	0,93	0,26231	0,6166	0,877	0,93
A	41471,39497	28,21962296	4591583,399	0,326	3,89E-19	1,34E-10	3538,2079	713239,3085
B	1,301210364	1,942777791	0,597988713	-2,1362	-1,8119	0,564020773	0,763	0,244864703
C	-6,329968219	0,71334131	-4,029506023	-25,493	-3,742	-1,318827272	-0,878	-2,789403586
D	2,874863255	0,163540677	-0,210060341	18,8039	14,9603	9,167104265	-0,7124	-0,705020622
E	-1,25E-01	-2,36E-07	-1,03E-01	-0,1724	-9,455333127	-0,08661125	-0,1367	0,080436955

Para cada hora se contó con un valor de pH, conductividad y temperatura, y partiendo de las correlaciones presentadas en la Tabla 5-1, se utilizó la fórmula descrita anteriormente para cada contaminante, de esta forma se estimaron los valores horarios.

Los resultados de este proceso son los valores horarios para diferentes parámetros, necesarios para el montaje del modelo. No es posible modelar la totalidad de los parámetros que incluye el modelo debido a la falta de información. Dentro de estos parámetros tenemos el amonio, los coliformes y la alcalinidad. Los valores estimados y utilizados en el montaje del modelo se presentan en la Tabla 1 del Anexo 8.

5.2.2 Río Tunjuelo

El Río Tunjuelo se modeló como una entrada puntual al interceptor; es este caso no es necesario contar con mediciones de concentraciones horarias sino con valores promedio, y los mínimos y máximos de éstas concentraciones a lo largo del día.

Los datos utilizados en esta modelación fueron tomados del estudio de la Empresa IEH Grucon para la Actualización del Sistema de Alcantarillado de la Cuenca del Tunjuelo, en el que se realizaron muestreos compuestas cada ocho horas. De esta forma se obtuvieron los máximos y mínimos necesarios para la modelación.

5.3 Montaje del modelo

Para el montaje del modelo se utilizaron, en general, los mismos parámetros que en la modelación estática. En este caso, se establecieron las mismas condiciones hidráulicas, es decir, los mismos diámetros, pendientes, n-manning y caudales, por lo tanto, las curvas de calibración utilizadas fueron las mismas calculadas en el capítulo anterior.

Los datos de calidad iniciales utilizados varían según los datos recogidos y los estimados en el numeral anterior para los diferentes parámetros a lo largo de un día. Las condiciones

meteorológicas básicamente son las mismas a lo largo del día. Lo único que varía en este modelo es la temperatura del ambiente, ya que es necesario introducir los valores horarios de esta. Para esto se utilizaron datos reales de la ciudad de Bogotá en tiempo seco.

Al igual que en la modelación anterior, la fuente puntual corresponde a la entrada del Tunjuelo al interceptor. Los datos de calidad utilizados fueron los recolectados de los estudios ya mencionados. El montaje completo del modelo se presenta en el Anexo 8.

5.4 Resultados de la modelación

Los valores utilizados para la modelación corresponden a mediciones realizadas en tiempo seco y debido a que no se cuenta con más mediciones no fue posible establecer otros escenarios de modelación. Aún así, se realizaron dos modelaciones, una utilizando las tasas encontradas en la calibración del tramo Torca - Salitre y otra con tasas de degradación encontradas para el Río Bogotá, que son considerablemente más bajas. La idea de esto fue determinar la importancia del tiempo de residencia en la dinámica de los procesos de calidad y corroborar los resultados obtenidos durante la modelación estática.

En las Figura 5-4 y Figura 5-5 se presentan los resultados de las modelaciones de Oxígeno Disuelto y DBO utilizando las diferentes tasas. Como se puede ver, no existen mayores diferencias entre las curvas, y la degradación de la materia orgánica continúa siendo insignificante. En el caso del oxígeno disuelto existe un mayor consumo de oxígeno utilizando las tasas del río debido a que existen más procesos que involucran el nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal dentro de este que en el alcantarillado, por lo tanto, es de esperarse que exista una variación muy leve entre las curvas.

Para la DBO no se presenta ningún tipo de variación, aunque las tasas varíen de 0.06 d^{-1} para el río a 0.38 d^{-1} para el interceptor. Esto indica que no hay suficiente tiempo para que se de un proceso de degradación significativo.

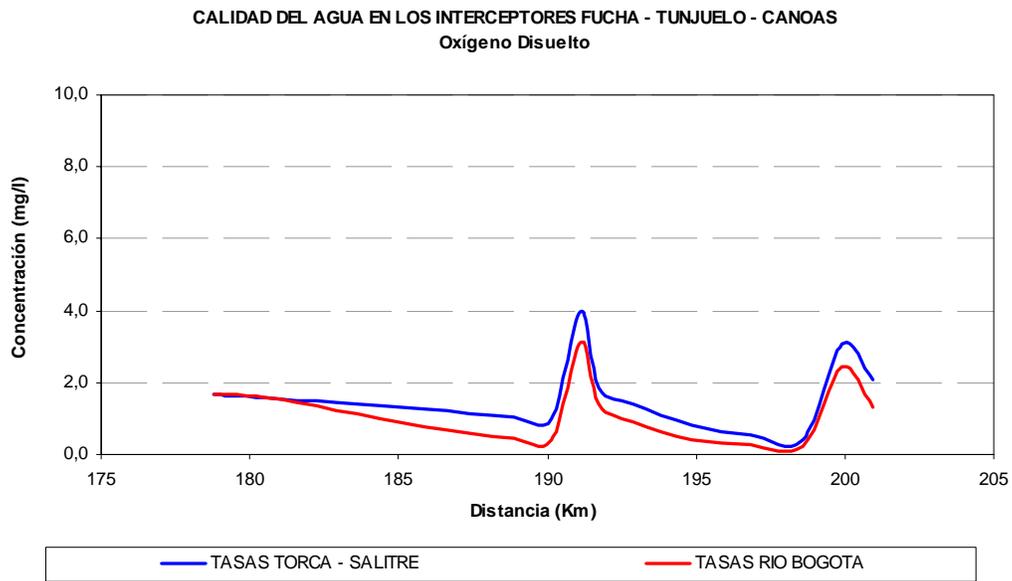


Figura 5-4. Modelación dinámica del oxígeno disuelto

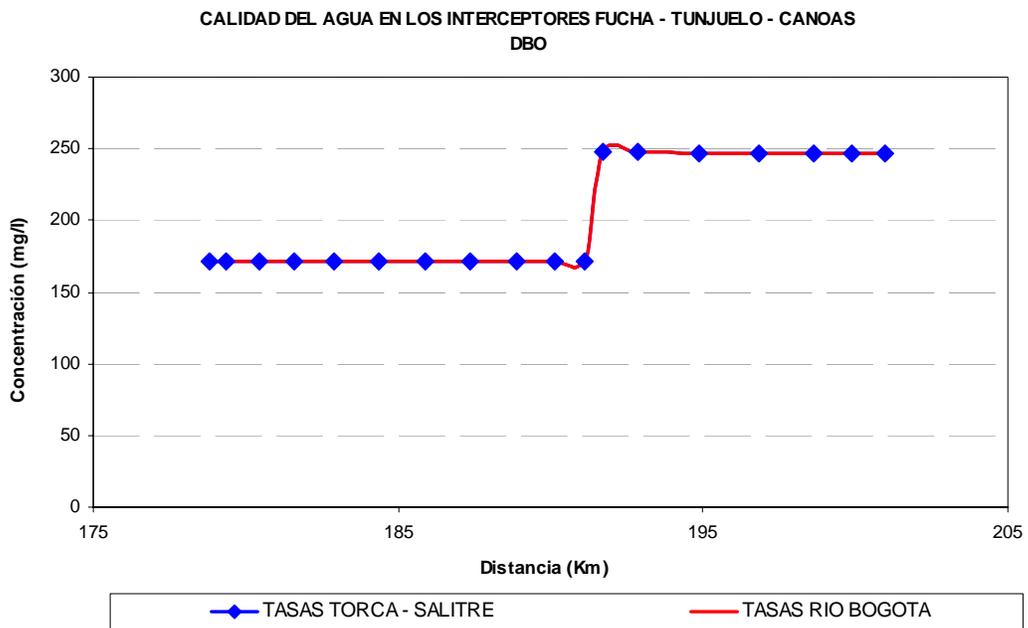


Figura 5-5. Modelación dinámica de la DBO

Con estos resultados podemos corroborar los resultados de la modelación estática en lo referente a la importancia de los tiempos de residencia. Los resultados de las comparaciones para los parámetros más importantes se presentan en el Anexo 8.

El tiempo de viaje obtenido es igual a siete horas, una vez más, podemos decir que los bajos tiempos de viaje no permiten que exista una gran transformación en la calidad del agua dentro del interceptor, esto sin importar si las tasas de degradación son muy altas o muy bajas. El factor más importante es el tiempo de residencia. Los diferentes procesos de degradación podrían aumentarse si se incrementan los tiempos de residencia del agua residual dentro del interceptor. El diseño de este permite que se aumenten estos tiempos mediante un control dinámico en tiempo real de los pondajes.

Resulta imposible comparar los resultados de la modelaciones estática y con los de la modelación dinámica. Esto se debe a la diferencia en los datos de entrada, es decir, de las condiciones aguas arriba en el Río Fucha. Los valores utilizados para la modelación estática son valores puntuales tomados a horas indeterminadas de un día no específico, los valores de la modelación dinámica son un conjunto de promedios y estimaciones realizadas sobre muestras compuestas y relaciones entre parámetros para otra Cuenca. Esto representa las grandes variaciones en el comportamiento de una Cuenca a lo largo de un día y permite apreciar la importancia de la modelación dinámica en la disminución de la incertidumbre. La Figura 5-6 y la Figura 5-7 presentan una superposición de resultados de la modelación estática y dinámica para el OD y la DBO.

Es necesario realizar varias modelaciones dinámicas que incluyan diferentes escenarios en los que se recreen diferentes aspectos determinantes en la calidad del agua de una Cuenca; por ejemplo el tipo de día, ya que si las muestras son tomadas un fin de semana los patrones de comportamiento de las personas son diferentes a los de un día entre semana, por lo tanto, se espera que la Cuenca presente un patrón de comportamiento diferente.

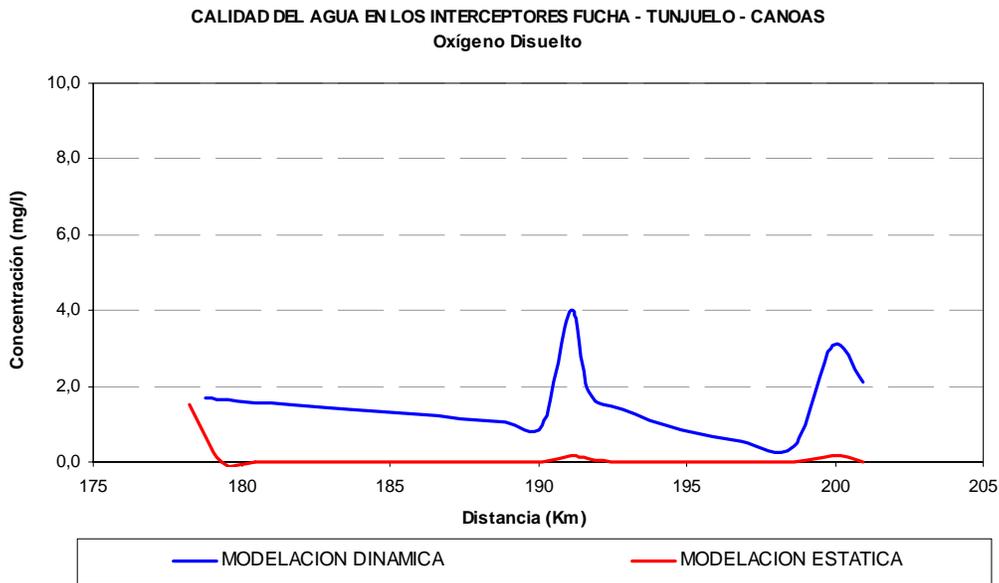


Figura 5-6. Resultados de la modelación dinámica Vs. modelación estática para el Oxígeno Disuelto

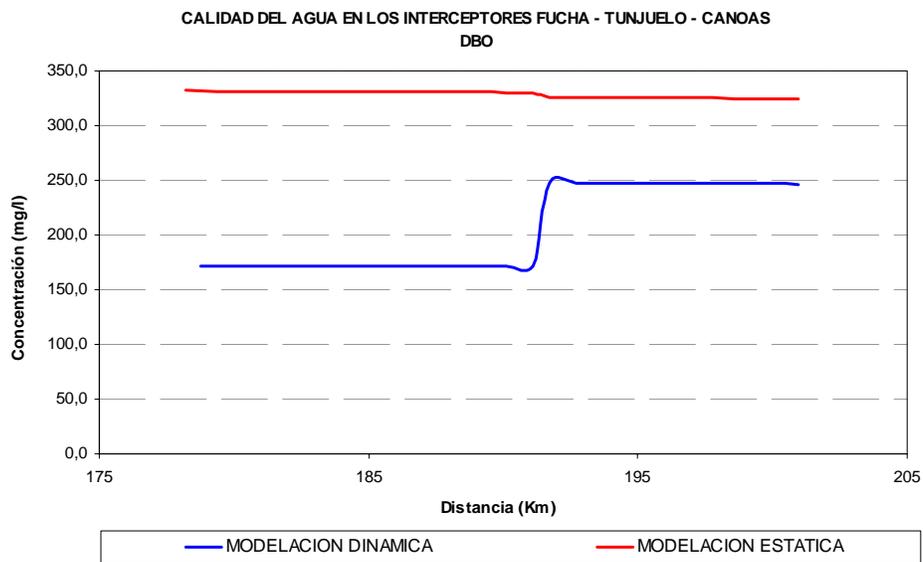


Figura 5-7. Resultados de la modelación dinámica Vs. modelación estática para la DBO

El modelo de calidad también determina una variación horaria en el día para las concentraciones de los diferentes parámetros dentro del interceptor; esto es importante en la medida en que se compare con otras modelaciones y se puedan generar los patrones de comportamiento, como se explicó anteriormente. Ver Figura 5-8.

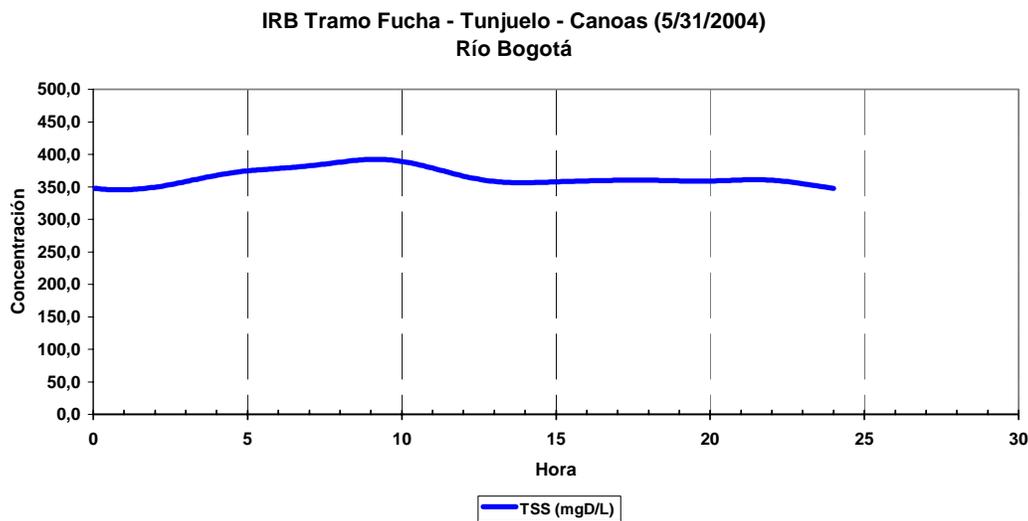


Figura 5-8. Recreación horaria del comportamiento general para Sólidos Suspendedos Totales dentro del IRB

5.5 Implicaciones de los resultados en el diseño del IRB, la PTAR Canoas y las estaciones de bombeo

La modelación dinámica permite recrear todas los diferentes aspectos que pueden influir en los cambios de la calidad del agua que será conducida por el IRB en el tramos Fucha – Tunjuelo – Canoas.

Si se tienen otros escenarios que involucren datos de entrada en tiempo húmedo o mediciones para diferentes días de la semana, se pueden establecer patrones de comportamiento de las cuencas y se lograría generar mejores predicciones sobre la calidad del agua en el interceptor. Los diferentes escenarios generan diferentes posibles resultados

de comportamiento, lo cual permitiría crear bandas de confianza que definan el comportamiento general de la calidad del agua residual en su paso por el interceptor.

Finalmente, se puede decir que la mayor implicación de los resultados de las modelaciones dinámicas a realizar, será un diseño adecuado de las diferentes estructuras que componen el sistema de tratamiento para las aguas residuales de la ciudad de Bogotá, que actualmente son vertidas a lo largo de la Cuenca Media del Río Bogotá. Al definir los patrones reales del comportamiento actual se tendrán unas proyecciones más acertadas y se evitará el sobredimensionamiento de las estructuras de conducción, de las estaciones de bombeo y de la planta de tratamiento.

Es importante resaltar la importancia que tiene la correcta construcción de un sistema de tratamiento como el que se planea realizar a la altura de Canoas. Si la PTAR se subdiseña se continuará vertiendo el agua residual cruda al río y no se solucionará el problema, y si se sobredimensiona se aumentarán los costos y los tiempos de construcción de la planta, aplazando la solución del problema mucho más tiempo.

Capítulo 6 Conclusiones y recomendaciones

Es necesario revisar los niveles de explosividad y de gases volátiles que se presentan en el IRB en el tramo Torca – Salitre, ya que al momento de la toma de muestras estos niveles se encontraban en concentraciones superiores a las aceptables, lo cual implica un aumento en el riesgo de accidentalidad para los operarios y genera un peligro latente a la población cercana al interceptor.

Las suposiciones realizadas para completar el modelo ADZ de tiempo de viaje extendido utilizado para el seguimiento de los cambios en la calidad del agua sobre una misma masa de agua dentro del interceptor, fueron adecuadas. Una vez se obtuvieron los resultados de laboratorio, se pudo confirmar que los caudales y las profundidades asumidas eran cercanas a los valores reales, por lo que se supone que los valores de los contaminantes medidos reflejan el comportamiento aproximado de la dinámica de los diferentes procesos de calidad.

Los resultados de calidad obtenidos eran los esperados. Los coliformes medidos son característicos de aguas residuales domésticas. La concentración de oxígeno disuelto es 0 mg/L, lo cual explica la alta presencia de nitrógeno orgánico y amoniacal. Se encontraron bajas concentraciones de nitratos, como usualmente se espera en las aguas residuales domésticas. Con respecto a la DBO, la DQO y el fósforo, se encuentran algunas inconsistencias, las cuales se explican por infiltraciones de agua residual agraria en el primer tramo analizado.

La condición de ahogamiento que se presenta a en el canal de aducción de la PTAR El Salitre y la bajas pendientes del interceptor producen una disminución en la velocidades del flujo y un aumento de la sedimentación no característico de este tipo de estructura. Por lo general, las velocidades son altas, por lo que los tiempos de retención del agua residual son muy bajos y no ocurren grandes procesos de degradación.

Los datos obtenidos durante la campaña permitieron realizar el montaje, la calibración y la verificación de un modelo de calidad complejo como lo es el QUAL2K.

La calibración del modelo de calidad utilizando los datos obtenidos de la campaña de muestreo demostró un gran nivel de incertidumbre. La fuente difusa a lo largo del primer tramo del interceptor, genera comportamientos inusuales de los procesos, por lo que fue necesario agregar incertidumbre a los valores de calidad del agua residual de esta fuente difusa.

Los parámetros más identificables y sensibles fueron la DBO para la fuente difusa, la tasa de degradación de la materia orgánica particulada y el nitrógeno amoniacal. Las gráficas de dispersión y de sensibilidad demuestran que no existen valores óptimos o únicos para varios de los parámetros lo cual implica que la respuesta del modelo es compleja y exige que se analicen en forma conjunta para evitar interacciones paramétricas.

Las tasas obtenidas para los diferentes procesos de degradación difieren de las calibradas para el Río Bogotá. Por ejemplo, la descomposición de la DBO para el río se produce a una tasa de 0.06 d^{-1} , como un sistema de lodos activados, mientras que la tasa calibrada para el interceptor es 0.38 d^{-1} , que está acorde con las tasas para agua residual doméstica sin tratamiento que varían entre 0.2 a 0.5 d^{-1} .

El modelo predice con gran incertidumbre los valores de DBO. La mayoría de los valores de calidad se encuentran por fuera de la banda de confianza del 5 y 95%, esto se puede presentar por dos razones: la primera implica que existe un problema estructural del modelo y la segunda que hay un error grande en los datos utilizados para la modelación. En este caso, es posible que la segunda razón tenga más peso sobre la primera, ya que existen inconsistencias en los algunos análisis de laboratorio.

La tasa de mortalidad total K_a para los coliformes totales es alta. Existe un gran aporte de mortalidad por sedimentación debido a la baja velocidad del flujo. El ajuste de los datos a un modelo de decaimiento de primer orden es aceptable.

En general, el análisis de los resultados permitió lograr un mejor entendimiento de los procesos físicos y biológicos que se generan en un tramo construido y en operación, de un sistema de alcantarillado tan importante y tan grande como lo es el IRB.

Los resultados obtenidos en la modelación realizada sobre el tramo Fucha – Tunjuelo – Canoas eran esperados. Las degradaciones son muy bajas, tanto en períodos aeróbicos como anaeróbicos, debido a las altas velocidades producto de las altas pendientes y a los consecuentes bajos tiempos de retención hidráulica.

Aunque las tasas calibradas en el modelo Torca – Salitre son altas (i.e. estado de remanso), no existe suficiente tiempo para que ocurran procesos de degradación importantes. Con respecto a la modelación de coliformes, las reducciones también son mínimas. En este caso, no existe mayor mortalidad por sedimentación debido a las altas velocidades del flujo.

Los diferentes procesos de degradación podrían aumentarse si se incrementan los tiempos de residencia del agua residual dentro del interceptor. El diseño de este permite que se aumenten estos tiempos mediante un control dinámico en tiempo real de los pondajes.

La idea de que el encauzamiento de las aguas residuales en un gran interceptor y su consecuente vertimiento en Alicachín empeoraría las condiciones de calidad en este punto, se ve totalmente desvirtuada en la modelación realizada en esta investigación. Los resultados indican que la diferencia en la calidad es prácticamente imperceptible, debido a que actualmente el Río Bogotá se encuentra en condiciones de saturación y no es capaz de degradar materia orgánica adicional, lo que lo hace comparable con la capacidad de degradación de los interceptores, que es mínima.

Es importante resaltar la gran recuperación que tiene el río cuando se suprimen los vertimientos del Fucha y del Tunjuelo. El Río Bogotá es capaz de descomponer las cargas contaminantes que trae desde la PTAR El Salitre en algunos casos hasta en un 90%.

Los resultados demuestran que es posible sanear el Río Bogotá si se disponen las aguas residuales vertidas por el interceptor de una mejor forma. Se debe tener un especial cuidado con las concentraciones de coliformes ya que son muy altas a la altura de Canoas y pueden llegar a restringir el uso del Río Bogotá en su Cuenca Baja.

La modelación en estado estable permite predecir de forma general la calidad del agua pero tiene implícito un gran nivel de incertidumbre, ya que los valores utilizados en el montaje del modelo no son los únicos que se pueden medir para ese mismo punto de muestreo en horas diferentes.

La estimación de los datos de entrada para la modelación dinámica introduce gran incertidumbre al modelo. Es necesario realizar muestreos que permitan la definición de diferentes modelos para eventos específicos.

Es necesario realizar mediciones cada hora durante todos los días de la semana en cada Cuenca, con el fin de recrear correctamente el comportamiento de estas, documentando los caudales y las concentraciones de los diferentes contaminantes y estableciendo un patrón de comportamiento real, con mínima incertidumbre. De esta forma, es posible proponer diferentes escenarios de modelación y superponerlos para encontrar bandas de confianza de mínima incertidumbre que permitan establecer los parámetros de diseño finales del interceptor. Así se evita el sobredimensionamiento de la obra y se ahorran costos constructivos, de operación y mantenimiento.

La utilidad del modelo dinámico también se puede reconocer en el momento de definir las reglas de operación de las estaciones de bombeo. Una mala operación de los sistemas de bombeo puede llegar a generar remansos que afectan de forma importante la dinámica de los procesos de calidad (e.g. Tramo Torca – Salitre), ya que se disminuyen las velocidades de flujo y la facilidad de reaireación de este, además de presentarse un aumento de la sedimentación y la generación de gases volátiles, producto de los procesos anaerobios, que pueden convertir al interceptor en una bomba de tiempo.

Los modelos planteados en esta investigación presentan aproximaciones válidas al comportamiento de la calidad del agua dentro del Interceptor Río Bogotá en el tramo Fucha – Tunjuelo – Canoas. Aún así, es necesario validar los modelos con campañas futuras de muestreo.

Capítulo 7 Referencias

Barrera Tapias, S.F. (2001). Ingeniería Sanitaria. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.

Bowie, Mills, Porcella, Cambell, Pagenkopf, Rupp, Jonson, Chan y Gherini (1985). Rates and constants and kinetics formulation in surface water quality modeling. EPA/600/3-85/040, Second Edition US. Environmental Protection Agency, Athen, GA.

Butler, D., Davies, J. (2000). Urban Drainage. Department of Civil and Environmental Engineering, Imperial College, London. School of the Built Environment, Coventry University. London.

Camacho, L.A. (1997). Extension of the QUASAR water quality model to incorporate dead zone mixing concepts. Department of Civil Engineering, Imperial College of Science, Technology and Medicine. London.

Camacho, L.A. (2003). Modelación preliminar de la calidad del agua en los interceptores Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo – Canoas y de la calidad del agua del Río Bogotá para la condición con y sin interceptores. Informe Preliminar. Bogotá.

Camacho, L.A., DiazGranados, M. (2003). Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos – Caso Río Bogotá. Seminario Internacional La hidroinformática en la gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Cartagena.

Giraldo, C.A. (2003). Alternativas del Interceptor Tunjuelo – Canoas. Bogotá.

Chapra, S.C. (1997). Surface Water-Quality. The MacGraw-Hill Companies. Inc. New York.

Chapra, S.C. and Pelletier, G.J. (2003). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.

HMV Ingenieros, Empresa de Acueducto de Bogotá – ESP. (2002). Diseño de obras de Expansión, IRB Fucha – Tunjuelo, Memorando Técnico. Estudio de Actualización del Plan Maestro de Alcantarillado de la Cuenca del Fucha. Bogotá.

HMV Ingenieros (2004). Análisis de la capacidad hidráulica y evaluación ambiental de la red existente – Evaluación Ambiental. Estudio de Actualización del Plan Maestro de Alcantarillado de la Cuenca del Fucha. Bogotá.

Hvitved – Jacobsen, Thorkild (2002). Sewer processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. CRC Press LLC. Washington, D.C.

IEH GRUCON Ltda., Empresa de Acueducto de Bogotá – ESP, (2002). Evaluación a Nivel de Prefactibilidad de los Planes de Recuperación del Río Tunjuelo. Informe Técnico No. ITF-214.04. Bogotá.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, Alcaldía Mayor de Bogotá, D.C. (2003), VI Fase de seguimiento de efluentes industriales y corrientes superficiales de Bogotá D.C. Bogotá, D.C.

Lees, M., Camacho, L.A and Whitehead, P.G.,(1998) Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing , *Hidrology & Earth System Sciences*, 2, 353-365.

Lees, M. J. Y Wagener T. (2000). Monte-Carlo Analysis Tool (MCAT) v.2, User Manual, Civil and Environmental Engineering, Imperial College of Science, Technology and Medicine, 27p.

Raciny, I. (2002). Implementación del Modelo Agregado de calidad de agua QUASAR – ADZ. Tesis de Maestría. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.

Rauch, W., Henze, M., Koncsos, P., Reichert, P., Shanahan P., Somlyódy, L. y Vanrolleghem, P. (1998). River Water Quality Modelling: I. State of the Art. Journal of Water, Science and Technology, Vol. 38, No. 11, pp. 237 – 244. Great Britain.

Shanahan P., Henze, M., Koncsos, P., Rauch, W., Reichert, P., Somlyódy, L. y Vanrolleghem, P. (1998). II. Problems of the Art. Journal of Water, Science and Technology, Vol. 38, No. 11, pp. 253 – 260. Great Britain.

Somlyódy, L. Henze, M., Koncsos, P., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan P., y Vanrolleghem, P. (1998). III. Future of the Art. Journal of Water, Science and Technology, Vol. 38, No. 11, pp. 245 – 252. Great Britain.

Universidad de los Andes – Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2002). Proyecto de modelación de la calidad del agua del Río Bogotá, Informe Final Diciembre de 2002. Bogotá.

Universidad de los Andes – Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2001). Instrumentación y análisis ambiental de la subcuenca El Salitre, del sistema de alcantarillado de Bogotá. Informe Final. Bogotá.

US – EPA (1995). Qual2E Windows Interface User´s Guide página web oficial de la EPA, modelo QUAL2E.

UT, Unión Temporal para el Saneamiento del Río Bogotá (2002). Informe de Población y Caudales. Informe Final para la EAAB. Bogotá.

Wallis, S.G., Young P.C and Beven K.J., (1989). Experimental investigation of the aggregated dead zone model for longitudinal solute transport in stream channels, *Proceedings of the institution of Civil Engineers, Part 2*, 87, 1-22.

Whitehead, P.G., Williams R.J. and Lewis DR (1997). Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development, *The science of the Total Environment*, 194/195, 447-456.

Whitehead, P.G., Young, P (1979). Water quality in river systems: MonteCarlo Analysis, *Water resources research*, Vol 15, 2, 451-459.

Xie, Y., (1987). Water quality modeling in environmental studies, *Environmental Science Collection*, Vol 8, 3, 15-49.

Xie, Y., (1991). Parameter estimation of water quality models of river systems, *Journal of Environmental Studies*, 38, 123-130.

ANEXOS

ANEXO 1	1
CAMPAÑA DE MUESTREO SOBRE EL IRB TRAMO TORCA – SALITRE	1
TABLA 1. RESULTADOS DE LA EXPLORACIÓN DEL INTERCEPTOR	2
TABLA 2. MODELO DE TIEMPOS DE VIAJE PARA EL DISEÑO DE LA CAMPAÑA DE MUESTREO.....	3
TABLA 3. RESULTADOS DE LA CAMPAÑA DE MUESTREO	4
PLANO 1, 2 y 3. ALINEAMIENTO GENERAL IRB TRAMO TORCA – SALITRE	5
ANEXO 2	1
MODELO DE CALIDAD QUAL2K PARA EL IRB TRAMO TORCA – SALITRE.....	1
TABLA 1. CONDICIONES DE ENTRADA.....	2
TABLA 2. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DE LOS TRAMOS	3
TABLA 3. DATOS METEREOLÓGICOS	4
TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DIFUSA	5
TABLA 5. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE PUNTUAL.....	5
ANEXO 3	1
RESULTADOS DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA PARA EL IRB TRAMO TORCA – SALITRE.....	1
TABLA 1. RESULTADOS DEL MODELO	2
FIGURA 1. OXÍGENO DISUELTO.....	3
FIGURA 2. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO.....	3
FIGURA 3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO.....	4
FIGURA 4. NITRÓGENO ORGÁNICO.....	4
FIGURA 5. NITRÓGENO AMONIACAL	5
FIGURA 6. NITRATO.....	5
FIGURA 7. FÓSFORO TOTAL	6
FIGURA 8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	6
ANEXO 4	1
MODELO DE CALIDAD QUAL2K PARA EL IRB TRAMO FUCHA - CANOAS	1
TABLA 1. CONDICIONES INICIALES DE ENTRADA	2
TABLA 2. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DE LOS TRAMOS	3
TABLA 3. DATOS METEREOLÓGICOS	4
TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE PUNTUAL.....	5
ANEXO 5	1

RESULTADOS DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA PARA EL IRB TRAMO FUCHA – TUNJUELO – CANOAS 1

TABLA 1. RESULTADOS DEL MODELO 2

FIGURA 1. OXÍGENO DISUELTO..... 3

FIGURA 2. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO..... 3

FIGURA 3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO..... 4

FIGURA 4. NITRÓGENO ORGÁNICO..... 4

FIGURA 5. NITRÓGENO AMONIACAL 5

FIGURA 6. NITRATO..... 5

FIGURA 7. FÓSFORO TOTAL..... 6

FIGURA 8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES 6

ANEXO 6 1

 MODELO DE COLIFORMES PARA LOS TRAMOS TORCA – SALITRE Y FUCHA – TUNJUELO – CANOAS DEL IRB 1

TABLA 1. MODELO DE COLIFORMES TRAMO TORCA – SALITRE..... 2

TABLA 2. MODELO DE COLIFORMES TRAMO FUCHA – TUNJUELO – CANOAS..... 3

FIGURA 1. MODELACIÓN DE COLIFORMES EN TORCA – SALITRE..... 4

FIGURA 2. MODELACIÓN DE COLIFORMES EN FUCHA – TUNJUELO - CANOAS 4

ANEXO 7 1

 RESULTADOS DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BOGOTÁ CON Y SIN IRB 1

TABLA 1. RESULTADOS DEL MODELO 2

FIGURA 1. OXÍGENO DISUELTO..... 4

FIGURA 2. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO..... 4

FIGURA 3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO..... 5

FIGURA 4. NITRÓGENO ORGÁNICO..... 5

FIGURA 5. NITRÓGENO AMONIACAL 6

FIGURA 6. NITRATO..... 6

FIGURA 7. FÓSFORO TOTAL..... 7

FIGURA 8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES 7

ANEXO 8 1

 MODELACIÓN DINÁMICA DEL IRB TRAMO FUCHA - TUNJUELO - CANOAS 1

FIGURA 1. CURVA DE CONDUCTIVIDAD PARA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD 2

FIGURA 2. CURVA DE PH PARA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD..... 2

FIGURA 3. CURVA DE TEMPERATURA PARA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD 3

TABLA 1. ESTIMACION HORARIA DE PARÁMETROS..... 4

TABLA 2. CONDICIONES DE ENTRADA DEL MODELO QUAL2K..... 5

TABLA 3. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DE LOS TRAMOS 6

TABLA 4. TASAS DE DEGRADACIÓN..... 7

TABLA 5. RESULTADOS MODELACIÓN DINÁMICA CON LAS TASAS DE DEGRADACIÓN CALIBRADAS PARA EL IRB EN TRAMO TORCA - SALITRE 8

TABLA 6. RESULTADOS MODELACIÓN DINÁMICA CON LAS TASAS DE DEGRADACIÓN CALIBRADAS DURANTE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BOGOTÁ..... 9

FIGURA 4. MODELACIÓN DINÁMICA - OXÍGENO DISUELTO..... 10

FIGURA 5. MODELACIÓN DINÁMICA - DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO..... 10

FIGURA 6. MODELACIÓN DINÁMICA - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO..... 11

FIGURA 7. MODELACIÓN DINÁMICA - NITRÓGENO ORGÁNICO..... 11

FIGURA 8. MODELACIÓN DINÁMICA - NITRÓGENO AMONICAL..... 12

FIGURA 9. MODELACIÓN DINÁMICA - NITRATO 12

FIGURA 10. MODELACIÓN DINÁMICA - FÓSFORO TOTAL 13

FIGURA 11. MODELACIÓN DINÁMICA - SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES..... 13

FIGURA 12. BANDAS DE CONFIANZA OXÍGENO DISUELTO 14

FIGURA 13. BANDAS DE CONFIANZA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO..... 14

FIGURA 14. BANDAS DE CONFIANZA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO 15

FIGURA 15. BANDAS DE CONFIANZA NITRÓGENO ORGÁNICO 15

FIGURA 16. BANDAS DE CONFIANZA NITRATO 16

FIGURA 17. BANDAS DE CONFIANZA FÓSFORO TOTAL..... 16

FIGURA 18. BANDAS DE CONFIANZA SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES..... 17

ANEXO 1

Campaña de muestreo sobre el IRB tramo Torca – Salitre

TABLA 1. RESULTADOS DE LA EXPLORACIÓN DEL INTERCEPTOR

Pozo	Abscisa	Distancia (m)	Diámetro (m)	Obsevaciones	Niveles de explosividad
1S1	K0+000				
		450	2,2		
6S1	K0+450				
		470	2,2		
3	K0+920				
		520	2,2		
5A	K1+440				
		480,13	2,2		
8AE1	K1+920				
		325,68	2,2		
10TA	K2+245.81			Pozo Tapado	
		60,89	Herradura	Transición herradura	
10TA	K2+307.70				
		356,97	2,5	Cerro de La Conejera	
11TA	K2+664.68				
		50,8	Herradura	Transición herradura	
11TB	K2+715.48			Pozo Tapado	
		424,58	2,45		
13E2	K3+140.06				
		539,6	2,45		
16E3	K3+679.66				
		610,24	2,45		
19	K4+289.90				
		601,83	2,45		
22E4	K4+891.73			Descarga	10%
		354,45	2,45		
24	K5+246.18				
		411,93	2,45		
26	K5+658.11			Escombros sobre los pozos	
		366,97	2,45		
28E5	K6+025.08				
		270,64	2,75		
29E6	K6+295.72				
		297,4	2,75		
30B	K6+593.12				
		189,02	2,75		
31	K6+782.14				50%
		218,18	2,75		
33	K7+000.32			Descarga Interceptor Salitrosa	100%
		283,85	2,75		
35	K7+284.17			Descargas	100%
		253,93	2,75		
37E7	K7+538.10			Descargas	100%
		517,15	2,75		
39A	K8+055.25			Descargas	100%
		458,52	2,75		
42E8	K8+513.77			Descargas	100%
		362,75	2,75		
43A	K8+876.52			Descargas	100%
		358,05	2,75		
45E9	K9+234.57			Descargas	100%
		723,74	2,75		
49	K9+958.31			Descargas	100%
		392,4	2,75		
51	K10+350.71			Descargas	100%
		385,68	4 X 1.60		
EE	K10+763.39			Posibles descargas Humedal Juan Amarillo	

TABLA 2. MODELO DE TIEMPOS DE VIAJE PARA EL DISEÑO DE LA CAMPAÑA DE MUESTREO

TRAMOS		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
	units	1S1-6S1	6S1-3	3-5A	5A-8AE1	8AE1-10TA	10TA-10T	10T-11TA	11TA-11TB	11TB-13E2	13E2-16E3	16E3-19	19-22E4	22E4-24
Distancia	X m	450	470	520	480,13	326,68	60,89	356,97	50,8	424,58	539,6	610,24	601,83	354,45
Diámetro	D m	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,5	2,5	2,5	2,45	2,45	2,45	2,45	2,45
Pendiente	%	0,00063	0,00054	0,00051	0,00048	0,00053	0,00055	0,00034	0,00023	0,00041	0,00045	0,00065	0,00055	0,00072
n manning		0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
espacio libre		0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
d	m	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,8	1,8	1,8	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75
longitud acumulada	m	450	920	1440	1920,13	2246,81	2307,7	2664,67	2715,47	3140,05	3679,65	4289,89	4891,72	5246,17
TETA	rad	3,324	3,323	3,323	3,323	3,323	3,361	3,361	3,361	3,355	3,355	3,355	3,355	3,355
AREA	m2	2,120	2,120	2,120	2,120	2,120	2,796	2,796	2,796	2,677	2,677	2,677	2,677	2,677
CAUDAL	m3/s	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Caudal adicional por descargas	m3/s													0,000
VELOCIDAD	m/s	0,472	0,472	0,472	0,472	0,472	0,358	0,358	0,358	0,374	0,374	0,374	0,374	0,374
Fraccion Dispersiva		0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000	0,2000
Tiempo medio de viaje(L/V)	hr	0,2650	0,2767	0,3062	0,2827	0,1924	0,0473	0,2773	0,0395	0,3157	0,4012	0,4538	0,4475	0,2636
Tiempo medio de viaje acum	hr	0,2650	0,5418	0,8480	1,1307	1,3231	1,3703	1,6476	1,6871	2,0028	2,4040	2,8578	3,3053	3,5688
Tiempo de arribo	hr	0,2120	0,2214	0,2450	0,2262	0,1539	0,0378	0,2218	0,0316	0,2526	0,3210	0,3630	0,3580	0,2109
Tiempo de arribo acumulado	hr	0,2120	0,4334	0,6784	0,9046	1,0584	1,0963	1,3181	1,3496	1,6022	1,9232	2,2862	2,6442	2,8551

TABLA 3. RESULTADOS DE LA CAMPAÑA DE MUESTREO

Parámetro	Pozo 6S1	Pozo 19	Pozo 22E4	Pozo 31
Medición en campo				
Temperatura (°C)	18,7	18,5	15,4	16,5
pH	7,6	7,37	7,01	7,21
Conductividad (microS/cm)	896	920	400	784
Sólidos Sedimentables	2,5	3	0,5	2
Profundidad	0,73	0,92		2,35
Caudal (m3/s)	0,367	0,502	0,029	0,531
Análisis de Laboratorio				
Alcalinidad	239	242	85	284
Dureza Total	72	72	39	110
Sulfuros (mg/L)	4	2	5	1
DQO Total (mg/L)	274	252	2	218
DQO Soluble (mg/L)	102	80	ND	94
DBO5 Total (mg/L)	173	189	ND	181
DBO5 Soluble (mg/L)	26	60	ND	65
Grasas y Aceites (mg/L)	105	143	9	72
Sólidos Suspendidos (mg/L)	250	230	183	153
Nitritos (mg/L)	0,038	ND	0,017	ND
Amonio (mg/L)	48	51	3	63
Nitratos (mg/L)	ND	ND	ND	ND
NKT (mg/L)	52,84	57,43	10,48	69,53
Fósforo Soluble (mg/L)	1,69	2,444	ND	2
Fósforo Total (mg/L)	2,38	2,46	0,34	2,15
Coliformes Totales (NMP/100ml)	5,90E+07	1,70E+08	1,10E+06	6,90E+07
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	6,10E+06	2,80E+07	4,70E+04	2,70E+07

PLANO 1, 2 y 3. ALINEAMIENTO GENERAL IRB TRAMO TORCA – SALITRE

ANEXO 2

Modelo de Calidad QUAL2K para el IRB tramo Torca – Salitre

TABLA 1. CONDICIONES DE ENTRADA

QUAL2K
Stream Water Quality Model
Interceptor Torca-Salitre (5/31/2004)
Headwater Data:

Constant characteristics:		
Location	0,000	km
Headwater Latitude	4	Degrees
	46	Minutes
	53	Seconds
Headwater Longitude	-74	Degrees
	-6	Minutes
	-43	Seconds
Elevation	2576,410	m
Flow	0,367	cms
Bottom Width		m
Side slope		m/m
Slope		m/m
Manning n		
Alpha-Velocity	0,8478	
Beta-Velocity	0,2805	
Alpha-Depth	0,7899	
Beta-Depth	0,5194	
Alpha-Area		
Beta-Area		
Prescribed Dispersion		m ² /d
Upstream Conditions:		
Temp (C)	18,70	C
Cons	896,00	units
Inorganic Solids	103,00	mgD/L
Oxygen	0,00	mg/L
Slow C	101,00	mgC/L
Fast C	173,00	mgC/L
Norg	4840,00	ugN/L
NH4-N	48000,00	ugN/L
NO3-N	0,00	ugN/L
Porg	690,00	ugP/L
SRP	1690,00	ugP/L
Phyto	0,00	ugA/L
POM	147,00	mgD/L
Alkalinity	239,00	mgCaCO3/L
pH	7,60	

6S1

TABLA 2. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DE LOS TRAMOS

QUAL2K
Stream Water Quality Model
Interceptor Torca-Salitre (5/31/2004)
Reach Data:

Reach Labels		Reach		Downstream		Elevation		Downstream			Longitude		
Upstream	Segment	Downstream	Number	length (km)	Latitude	Longitude	Down kilometer	Up (m)	Down (m)	Latitude Degrees	Minutes	Seconds	Longitude Degrees
6S1		3	1,00	0,47	4,78	-74,11	0,470	2576,41	2576,16	4	46	54	-74
		5A	2,00	0,52	4,78	-74,10	0,990	2576,16	2575,89	4	46	55	-74
		8AE1	3,00	0,48	4,78	-74,10	1,470	2575,89	2575,66	4	46	56	-74
		10TA	4,00	0,33	4,78	-74,10	1,796	2575,66	2575,49	4	46	56	-74
		10T	5,00	0,06	4,78	-74,10	1,857	2575,49	2575,45	4	46	57	-74
		11TA	6,00	0,36	4,78	-74,09	2,214	2575,45	2575,33	4	46	56	-74
		11TB	7,00	0,05	4,78	-74,09	2,264	2575,33	2575,32	4	46	56	-74
		132	8,00	0,42	4,78	-74,09	2,689	2575,32	2575,15	4	46	53	-74
		163	9,00	0,54	4,78	-74,08	3,229	2575,15	2574,90	4	46	50	-74
		19	10,00	0,61	4,78	-74,08	3,839	2574,90	2574,51	4	46	36	-74
		224	11,00	0,60	4,77	-74,08	4,441	2574,51	2574,18	4	46	22	-74
		24	12,00	0,35	4,77	-74,07	4,795	2574,18	2573,92	4	46	14	-74
		26	13,00	0,41	4,77	-74,07	5,207	2573,92	2573,66	4	46	4	-74
		285	14,00	0,37	4,77	-74,07	5,574	2573,66	2573,43	4	45	56	-74
		296	15,00	0,27	4,76	-74,07	5,845	2573,43	2573,31	4	45	49	-74
		30B	16,00	0,30	4,76	-74,06	6,142	2573,31	2573,18	4	45	42	-74
		31	17,00	0,19	4,76	-74,06	6,331	2573,18	2573,10	4	45	37	-74

TABLA 3. DATOS METEREOLÓGICOS

QUAL2K
Stream Water Quality Model
Interceptor Torca-Salitre (5/31/2004)
Met Data:

Reach	Reach	Reach	Kilometer		Air	Dew-Point	Wind	Cloud	Poll	Daily	Daytime	Photo
Upstream	Downstream	Number	Start	End	Temp	Temp	Speed	Cover	(2-clear)	Solar	PAR	period
					Ta(C)	Td(C)	Uw(mps)	C (%)	(5-smog)	(ly/d)	(ly/d)	(hrs)
6S1	3	1	0,00	0,47	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	5A	2	0,47	0,99	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	8AE1	3	0,99	1,47	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	10TA	4	1,47	1,8	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	10T	5	1,80	1,9	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	11TA	6	1,86	2,2	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	11TB	7	2,21	2,3	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	132	8	2,26	2,7	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	163	9	2,69	3,2	17,400	14,400	1,000	100	5	157,94	139,15	12,26
	19	10	3,23	3,8	17,400	14,400	1,000	100	5	157,93	139,14	12,26
	224	11	3,84	4,4	17,400	14,400	1,000	100	5	157,92	139,14	12,26
	24	12	4,44	4,8	17,400	14,400	1,000	100	5	157,92	139,14	12,26
	26	13	4,80	5,2	17,400	14,400	1,000	100	5	157,91	139,13	12,26
	285	14	5,21	5,6	17,400	14,400	1,000	100	5	157,91	139,13	12,26
	296	15	5,57	5,8	17,400	14,400	1,000	100	5	157,90	139,13	12,26
	30B	16	5,84	6,1	17,400	14,400	1,000	100	5	157,90	139,13	12,26
	31	17	6,14	6,3	17,400	14,400	1,000	100	5	157,90	139,12	12,26

TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DIFUSA

QUAL2K
 Stream Water Quality Model
 Interceptor Torca-Salltre (5/31/2004)
 Diffuse Source Data:

			Diffuse Outflow	Diffuse Inflow	Temp	Cons	Susp Solids	Diss Oxygen	Slow C	Fast C	Organic N	Ammon N	Nitrate N	Organic P	SRP P
Name	Up (km)	Down (km)	(m3/s)	(m3/s)	(C)	(units)	(mg/L)	(mg/L)	(mgC/L)	(mgC/L)	(ugN/L)	(ugN/L)	(ugN/L)	(ugP/L)	(ugP/L)
6S1-19	0,000	3,83889	0	0,134	18	300	120	0,25	20	225	9660	48940	10	1590	4000

TABLA 5. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE PUNTUAL

QUAL2K
 Stream Water Quality Model
 Interceptor Torca-Salltre (5/31/2004)
 Point Source Data:

		Point Outflow	Point Inflow	Temp	Cons	Susp Solids	Diss Oxygen	Slow C	Fast C	Organic N	Ammon N	Nitrate N	Organic P	SRP P
Name	Location (km)	(m3/s)	(m3/s)	(C)	(units)	(mg/L)	(mg/L)	mgC/L	mgC/L	(ugN/L)	(ugN/L)	(ugN/L)	(ugP/L)	(ugP/L)
224	4,441	0	0,02901	15,4	400	183	0	20,00	150	7480	3000	0	10	330

ANEXO 3

Resultados de la modelación de la calidad del agua para el IRB
tramo Torca – Salitre

TABLA 1. RESULTADOS DEL MODELO

Calidad del agua en el Interceptor Torca - Salitre													
Distance x(km)	DO(mg/L)	DQO (mgC/L)	Fast C (mgC/L)	No(ugN/L)	No(mgN/L)	NH4(ugN/L)	NH4(mgN/L)	NO3(ugN/L)	NO3(mgN/L)	PT (ugP/L)	PT (mgP/L)	Dos(mg/L)	TSS
-0,235	0,000	274,000	173,000	4840,000	4,840	48000,000	48,000	0,000	0,000	2380,000	2,380	6,572	250,000
0,235	0,003	272,804	175,237	4995,761	4,996	48106,480	48,106	5,599	0,006	2518,566	2,519	6,584	244,670
0,730	0,003	271,594	177,499	5148,279	5,148	48218,508	48,219	11,477	0,011	2658,672	2,659	6,597	239,280
1,230	0,002	270,570	179,412	5273,102	5,273	48317,273	48,317	16,453	0,016	2777,238	2,777	6,607	234,718
1,633	0,002	269,919	180,625	5352,182	5,352	48379,484	48,379	19,542	0,020	2852,366	2,852	6,614	231,831
1,826	0,003	269,802	180,844	5366,476	5,366	48390,836	48,391	20,127	0,020	2865,972	2,866	6,615	231,308
2,035	0,002	269,138	182,090	5438,399	5,438	48465,211	48,465	23,652	0,024	2943,240	2,943	6,622	228,324
2,239	0,002	269,048	182,262	5447,237	5,447	48476,656	48,477	24,167	0,024	2953,901	2,954	6,624	227,911
2,477	0,002	268,309	183,645	5528,442	5,528	48556,930	48,557	27,913	0,028	3039,589	3,040	6,632	224,610
2,959	0,002	267,433	185,278	5623,482	5,623	48651,941	48,652	32,302	0,032	3140,797	3,141	6,641	220,714
3,534	0,002	266,516	186,975	5728,027	5,728	48743,434	48,743	36,681	0,037	3245,932	3,246	6,651	216,680
4,140	0,002	266,557	186,985	5658,853	5,659	48825,793	48,826	41,125	0,041	3246,896	3,247	6,659	216,501
4,618	0,002	261,290	184,964	5722,092	5,722	46359,133	46,359	41,204	0,041	3088,163	3,088	6,684	217,311
5,001	0,002	261,315	184,969	5678,298	5,678	46411,066	46,411	43,956	0,044	3088,750	3,089	6,690	217,198
5,391	0,002	261,337	184,975	5638,996	5,639	46457,688	46,458	46,408	0,046	3089,281	3,089	6,694	217,097
5,709	0,002	261,356	184,979	5606,593	5,607	46496,066	46,496	48,372	0,048	3089,721	3,090	6,698	217,014
5,993	0,002	261,377	184,984	5571,019	5,571	46538,230	46,538	50,522	0,051	3090,207	3,090	6,703	216,923
6,237	0,002	261,390	184,987	5548,350	5,548	46565,105	46,565	51,889	0,052	3090,519	3,091	6,705	216,865

FIGURA 1. OXÍGENO DISUELTO

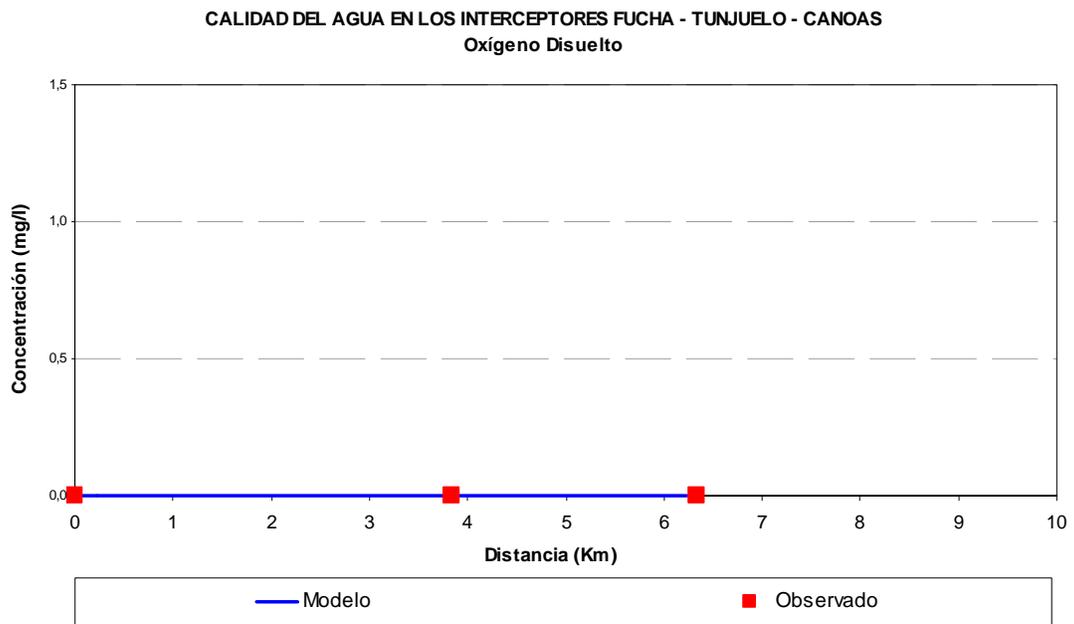


FIGURA 2. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

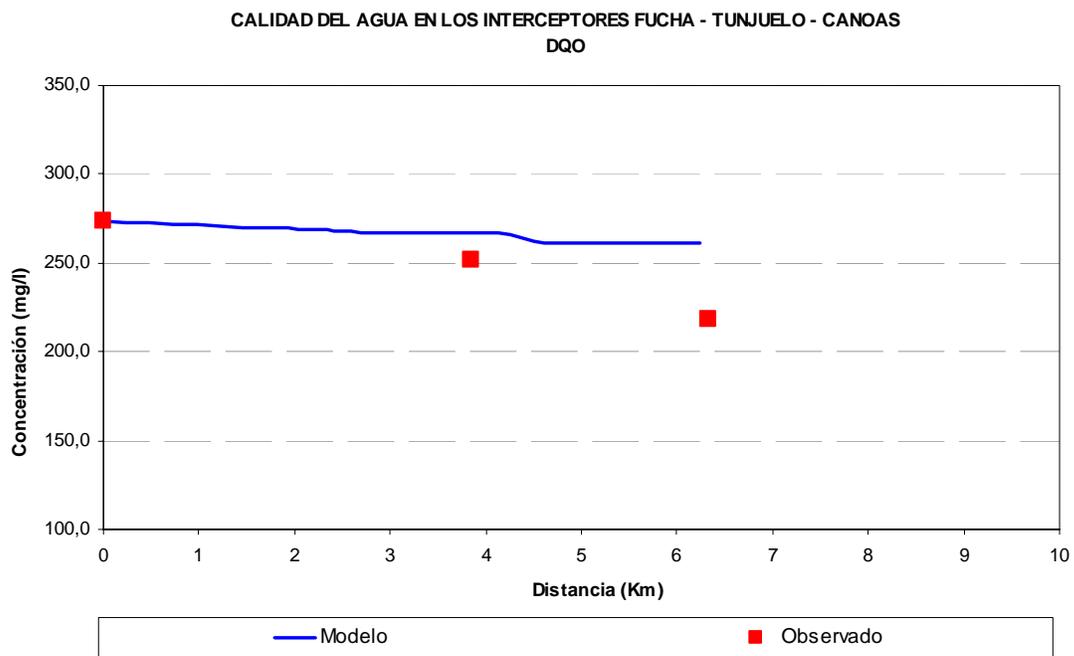


FIGURA 3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

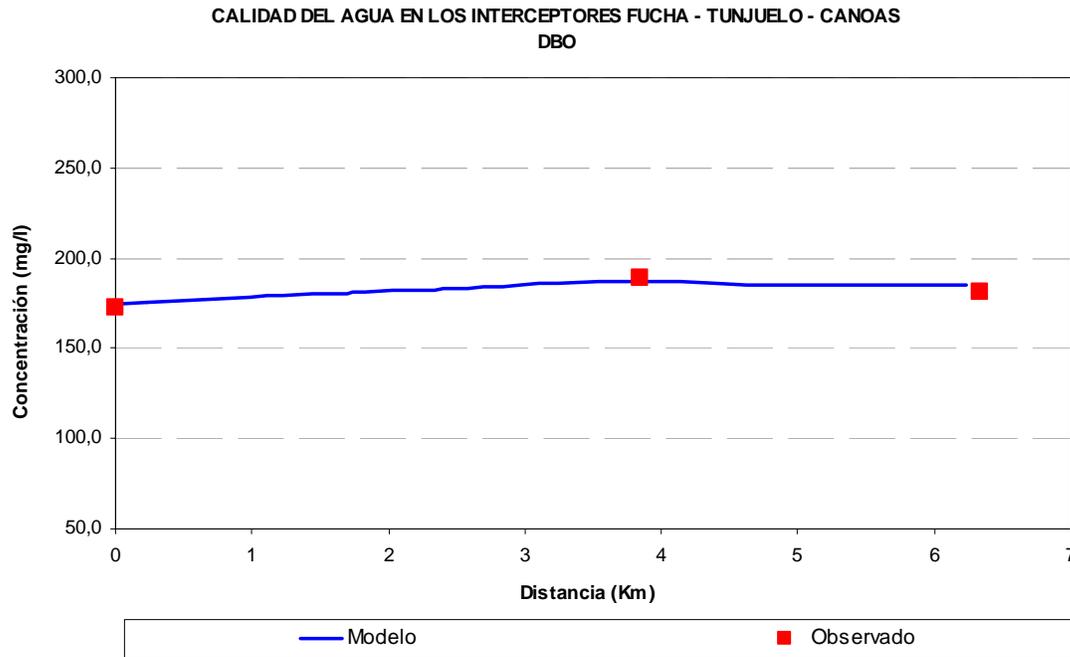


FIGURA 4. NITRÓGENO ORGÁNICO

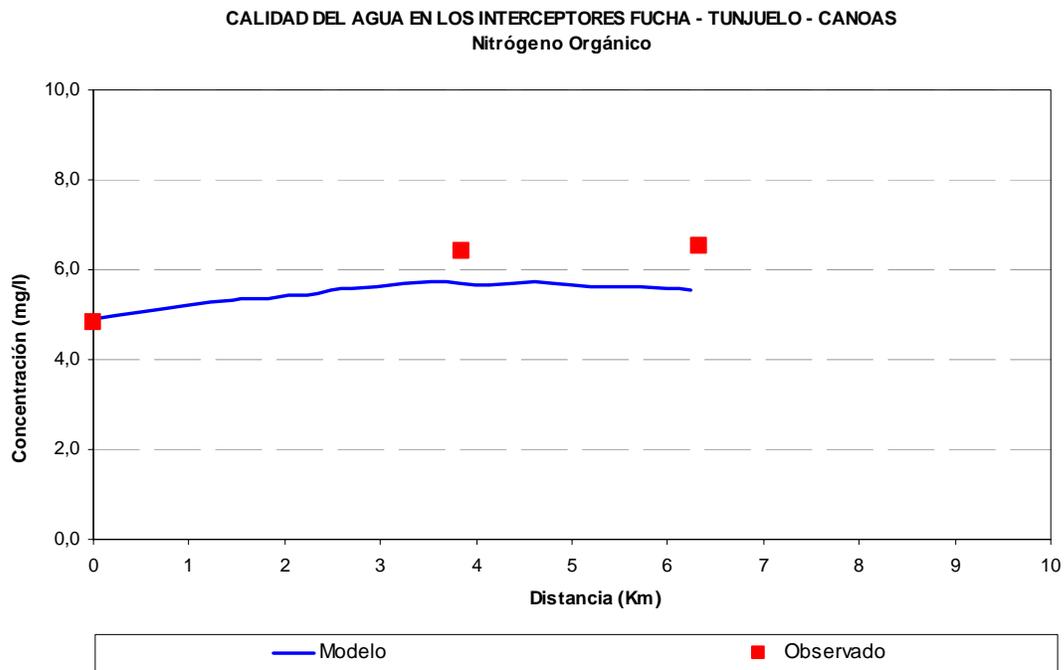


FIGURA 5. NITRÓGENO AMONICAL
CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Amonio

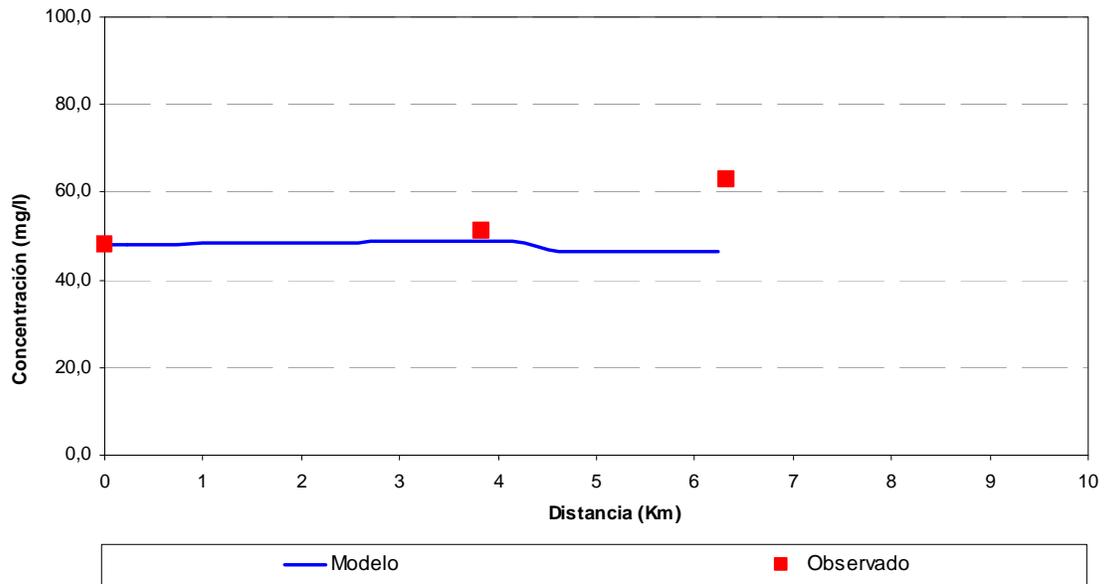


FIGURA 6. NITRATO
CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Nitrato

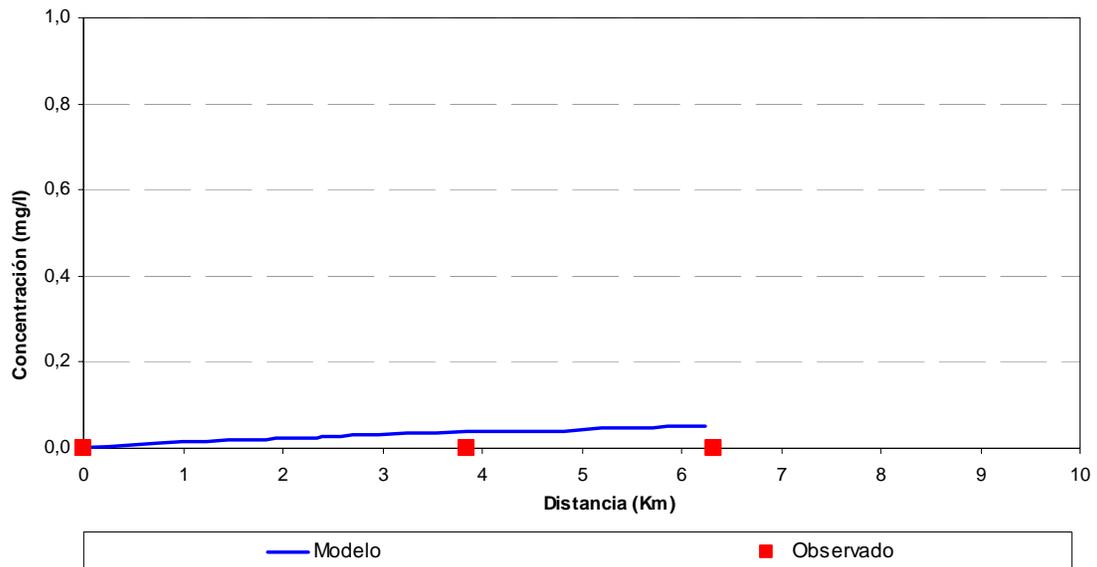


FIGURA 7. FÓSFORO TOTAL

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Fósforo Total

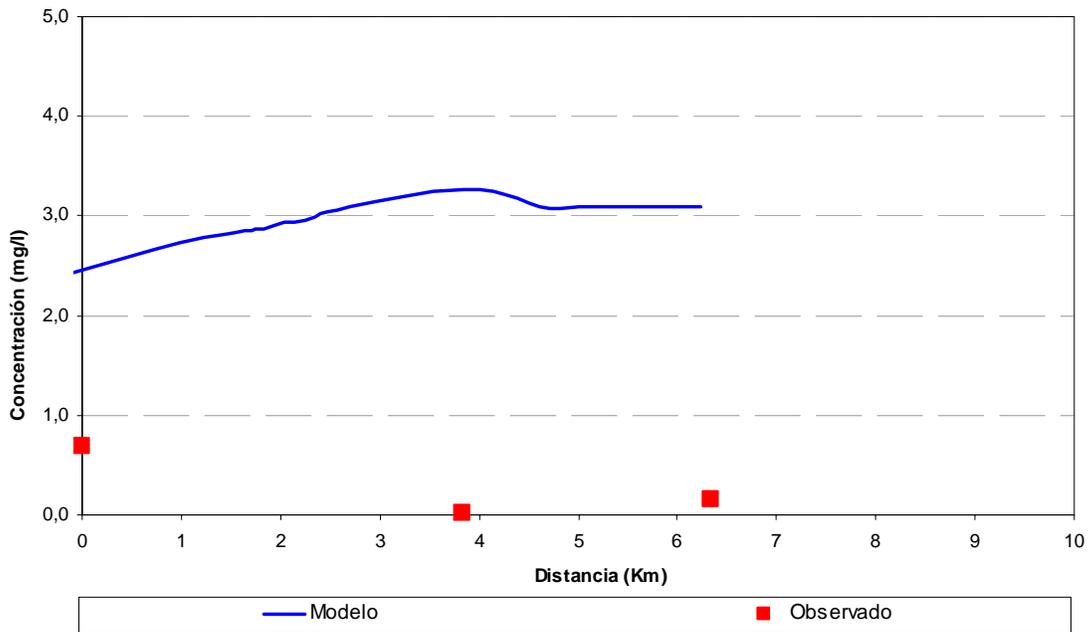
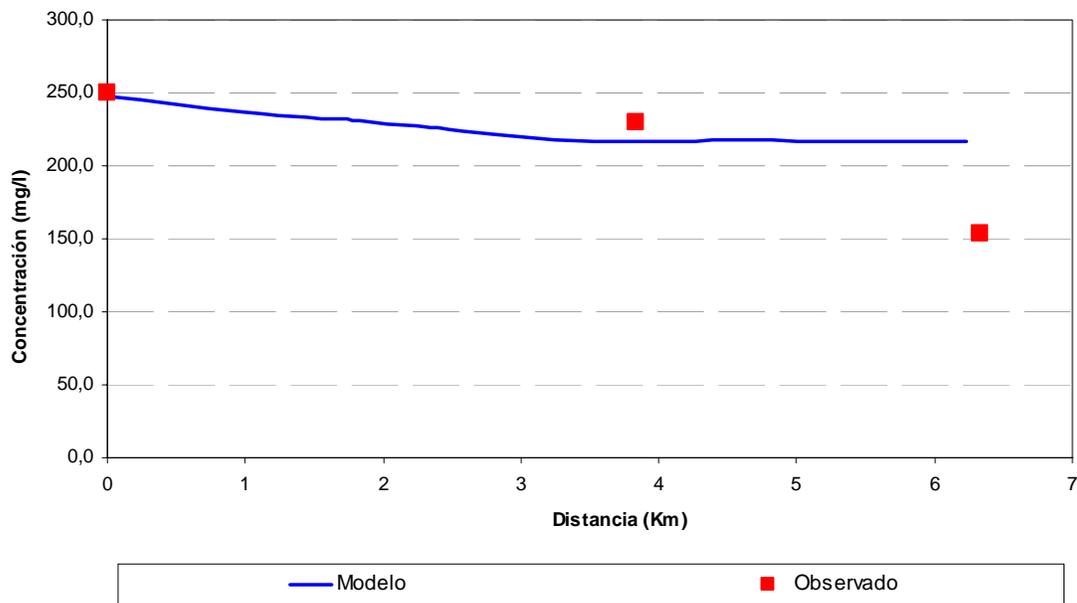


FIGURA 8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
SST



ANEXO 4

Modelo de Calidad QUAL2K para el IRB tramo Fucha - Canoas

TABLA 1. CONDICIONES INICIALES DE ENTRADA

QUAL2K
Stream Water Quality Model
IRB Tramo Fucha - Canoas (5/31/2004)
Headwater Data:

Constant characteristics:			
Location	178,789	km	FUCHA
Headwater Latitude	4	Degrees	
	40	Minutes	
	36	Seconds	
Headwater Longitude	-74	Degrees	
	-10	Minutes	
	-28	Seconds	
Elevation	2556,423	m	
Flow	9,500	cms	
Bottom Width	4,5	m	
Side slope	0	m/m	
Slope	0,0002	m/m	
Manning n	0,015		
Alpha-Velocity			
Beta-Velocity			
Alpha-Depth			
Beta-Depth			
Alpha-Area			
Beta-Area			
Prescribed Dispersion		m ² /d	
Upstream Conditions:			
Temp (C)	19,00	C	
Cons	600,00	units	
Inorganic Solids	332,00	mgD/L	
Oxygen	1,50	mg/L	
Slow C	60,00	mgC/L	
Fast C	332,00	mgC/L	
Norg	12000,00	ugN/L	
NH4-N	30000,00	ugN/L	
NO3-N	500,00	ugN/L	
Porg	750,00	ugP/L	
SRP	2750,00	ugP/L	
Phyto	0,00	ugA/L	
POM	90,00	mgD/L	
Alkalinity	180,00	mgCaCO3/L	
pH	6,90		

TABLA 2. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DE LOS TRAMOS

QUAL2K
Stream Water Quality Model
IRB Tramo Fucha - Canoas (5/31/2004)
 Reach Data:

Reach Labels			Reach	Downstream		Elevation	Downstream			Longitude			
Upstream	Segment	Downstream	length (km)	Latitude	Longitude	Down kilometer	Up (m)	Down (m)	Latitude Degrees	Minutes	Seconds	Longitude Degrees	
Fucha		Tercio pondaje	1,00	1,12	4,68	-74,17	179,904	2556,423	2556,200	4	40	36	-74
		Dos Tercios pond	2,00	1,11	4,66	-74,17	181,019	2556,200	2555,977	4	39	36	-74
		Pondaje	3,00	1,10	4,66	-74,17	182,124	2555,977	2555,756	4	39	36	-74
		AvA1	4,00	1,50	4,65	-74,19	183,624	2555,756	2555,456	4	39	5	-74
		AvA2	5,00	1,50	4,64	-74,21	185,124	2555,456	2555,156	4	38	26	-74
		AvA3 - Mitad	6,00	1,50	4,63	-74,22	186,624	2555,156	2554,856	4	37	56	-74
		AvA4	7,00	1,50	4,62	-74,22	188,124	2554,856	2554,556	4	37	8	-74
		AvA5	8,00	1,50	4,60	-74,23	189,624	2554,556	2554,256	4	36	11	-74
		AvA6	9,00	1,00	4,59	-74,25	190,624	2554,256	2554,056	4	35	39	-74
		Tunjuelo	10,00	0,98	4,59	-74,25	191,604	2554,056	2553,860	4	35	41	-74
		Est. Elev.Tunj	11,00	0,25	4,58	-74,26	191,854	2549,860	2549,798	4	34	52	-74
		Tunj1	12,00	2,00	4,59	-74,28	193,854	2549,798	2549,298	4	35	21	-74
		Tunj2	13,00	2,00	4,60	-74,24	195,854	2549,298	2548,798	4	35	43	-74
		Tunj3	14,00	2,00	4,60	-74,24	197,854	2548,798	2548,298	4	35	43	-74
		Tunj4	15,00	1,50	4,60	-74,24	199,354	2548,298	2547,923	4	35	43	-74
		Canoas	16,00	1,10	4,60	-74,28	200,454	2547,923	2547,648	4	35	43	-74
		Río	17,00	1,00	4,60	-74,28	201,454	2543,648	2543,448	4	35	43	-74

TABLA 3. DATOS METEREOLÓGICOS

QUAL2K
Stream Water Quality Model
IRB Tramo Fucha - Canoas (5/31/2004)
Met Data:

Reach	Reach	Reach	Kilometer		Air	Dew-Point	Wind	Cloud	Poll	Daily	Daytime	Photo
Upstream	Downstream	Number	Start	End	Temp	Temp	Speed	Cover	(2-clear)	Solar	PAR	period
					Ta(C)	Td(C)	Uw(mps)	C (%)	(5-smog)	(ly/d)	(ly/d)	(hrs)
Fucha	Tercio pondaje	1	178,79	179,90	16,000	13,000	1,000	100	5	157,73	139,03	12,25
	Dos Tercios pond	2	179,90	181,02	16,000	13,000	1,000	100	5	157,70	139,01	12,25
	Pondaje	3	181,02	182,12	16,000	13,000	1,000	100	5	157,70	139,01	12,25
	AvA1	4	182,12	183,6	16,000	13,000	1,000	100	5	157,68	139,00	12,25
	AvA2	5	183,62	185,1	16,000	13,000	1,000	100	5	157,66	138,99	12,25
	AvA3 - Mitad	6	185,12	186,6	16,000	13,000	1,000	100	5	157,64	138,98	12,25
	AvA4	7	186,62	188,1	16,000	13,000	1,000	100	5	157,61	138,96	12,25
	AvA5	8	188,12	189,6	16,000	13,000	1,000	100	5	157,58	138,94	12,25
	AvA6	9	189,62	190,6	16,000	13,000	1,000	100	5	157,56	138,93	12,25
	Tunjuelo	10	190,62	191,6	16,000	13,000	1,000	100	5	157,57	138,93	12,25
	Est. Elev.Tunj	11	191,60	191,9	16,000	13,000	1,000	100	5	157,54	138,92	12,25
	Tunj1	12	191,85	193,9	16,000	13,000	1,000	100	5	157,55	138,93	12,25
	Tunj2	13	193,85	195,9	16,000	13,000	1,000	100	5	157,57	138,94	12,25
	Tunj3	14	195,85	197,9	16,000	13,000	1,000	100	5	157,57	138,94	12,25
	Tunj4	15	197,85	199,4	16,000	13,000	1,000	100	5	157,57	138,94	12,25
	Canoas	16	199,35	200,5	16,000	13,000	1,000	100	5	157,57	138,94	12,25
	Río	17	200,45	201,5	16,000	13,000	1,000	100	5	157,57	138,94	12,25

TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE PUNTUAL

QUAL2K
Stream Water Quality Model
IRB Tramo Fucha - Canoas (5/31/2004)
Point Source Data:

		Point	Point			Susp	Diss	Slow	Fast	Organic	Ammon	Nitrate	Organic	SRP
		Outflow	Inflow	Temp	Cons	Solids	Oxygen	C	C	N	N	N	P	P
Name	Location (km)	(m3/s)	(m3/s)	(C)	(units)	(mg/L)	(mg/L)	mgC/L	mgC/L	(ugN/L)	(ugN/L)	(ugN/L)	(ugP/L)	(ugP/L)
Tunjuelo	191,604	0	7,6	18,5	900	334	0	90,00	321,00	8000	32000	500	750	950
Tunjuelo+ Fucha + Soacha	192	8,55	0											

ANEXO 5

Resultados de la modelación de la calidad del agua para el IRB
tramo Fucha – Tunjuelo – Canoas

TABLA 1. RESULTADOS DEL MODELO

Calidad del agua en los Interceptores													
Distance x(km)	DO(mg/L)	DQO (mgC/L)	Fast C (mgC/L)	No(ugN/L)	No(mgN/L)	NH4(ugN/L)	NH4(mgN/L)	NO3(ugN/L)	NO3(mgN/L)	PT (ugP/L)	PT (mgP/L)	Dos(mg/L)	TSS
178,232	1,500	392,000	332,000	12000,000	12,000	30000,000	30,000	500,000	0,500	3500,000	3,500	6,554	422,000
179,346	0,000	391,474	331,441	11803,681	11,804	30060,664	30,061	640,731	0,641	3501,014	3,501	6,557	421,846
180,462	0,000	391,462	331,394	11610,921	11,611	30260,061	30,260	638,152	0,638	3502,026	3,502	6,559	421,693
181,572	0,000	391,404	331,304	11423,315	11,423	30441,738	30,442	648,110	0,648	3503,026	3,503	6,562	421,542
182,874	0,000	391,289	331,140	11157,972	11,158	30693,961	30,694	667,588	0,668	3504,472	3,504	6,566	421,304
184,374	0,000	391,175	330,978	10899,567	10,900	30939,342	30,939	686,710	0,687	3505,914	3,506	6,571	421,068
185,874	0,000	391,061	330,816	10647,903	10,648	31177,770	31,178	705,790	0,706	3507,349	3,507	6,576	420,831
187,374	0,000	390,947	330,655	10402,791	10,403	31409,455	31,409	724,804	0,725	3508,779	3,509	6,580	420,596
188,874	0,000	390,834	330,494	10164,039	10,164	31634,602	31,635	743,750	0,744	3510,203	3,510	6,585	420,361
190,124	0,000	390,758	330,387	10007,638	10,008	31781,855	31,782	756,350	0,756	3511,150	3,511	6,588	420,204
191,114	0,170	389,970	329,569	9856,967	9,857	31742,238	31,742	950,142	0,950	3512,074	3,512	6,591	420,051
191,729	0,089	399,305	325,744	9003,704	9,004	31882,348	31,882	752,850	0,753	2706,883	2,707	6,610	415,114
192,854	0,000	399,087	325,500	8874,279	8,874	31973,648	31,974	793,807	0,794	2707,705	2,708	6,614	414,967
194,854	0,000	398,914	325,276	8623,704	8,624	32200,527	32,201	822,290	0,822	2709,342	2,709	6,620	414,675
196,854	0,000	398,729	325,040	8381,033	8,381	32416,793	32,417	853,019	0,853	2710,971	2,711	6,626	414,383
198,604	0,000	398,591	324,865	8203,316	8,203	32574,658	32,575	875,847	0,876	2712,190	2,712	6,631	414,165
199,904	0,164	397,793	324,039	8075,231	8,075	32505,152	32,505	1075,826	1,076	2713,082	2,713	6,634	414,005
200,954	0,000	397,590	323,809	7950,826	7,951	32593,459	32,593	1112,216	1,112	2713,961	2,714	6,641	413,853

FIGURA 1. OXÍGENO DISUELTO

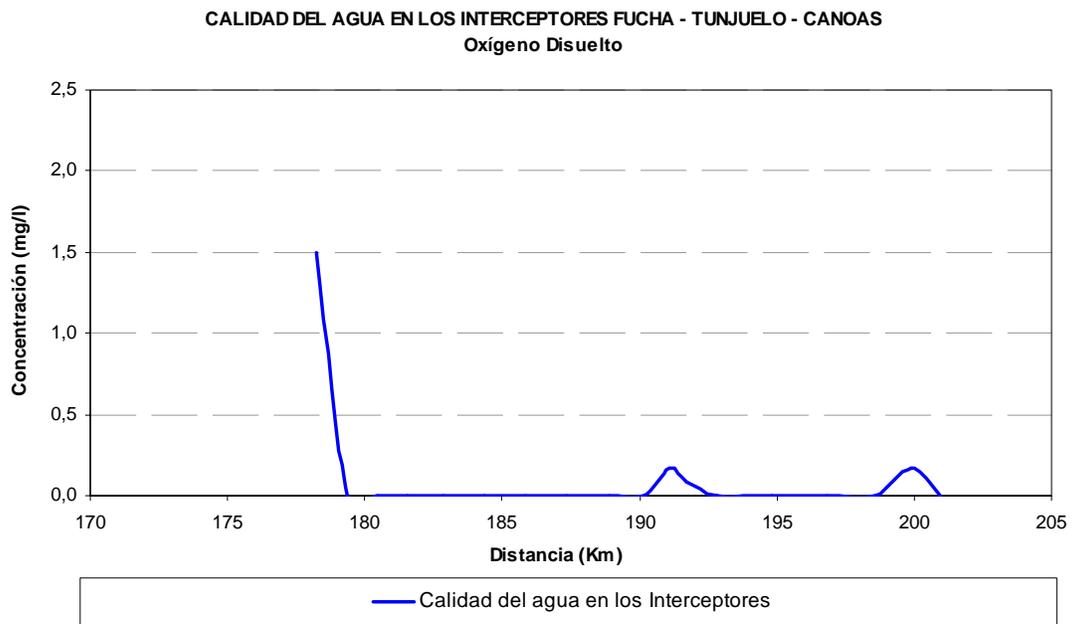


FIGURA 2. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

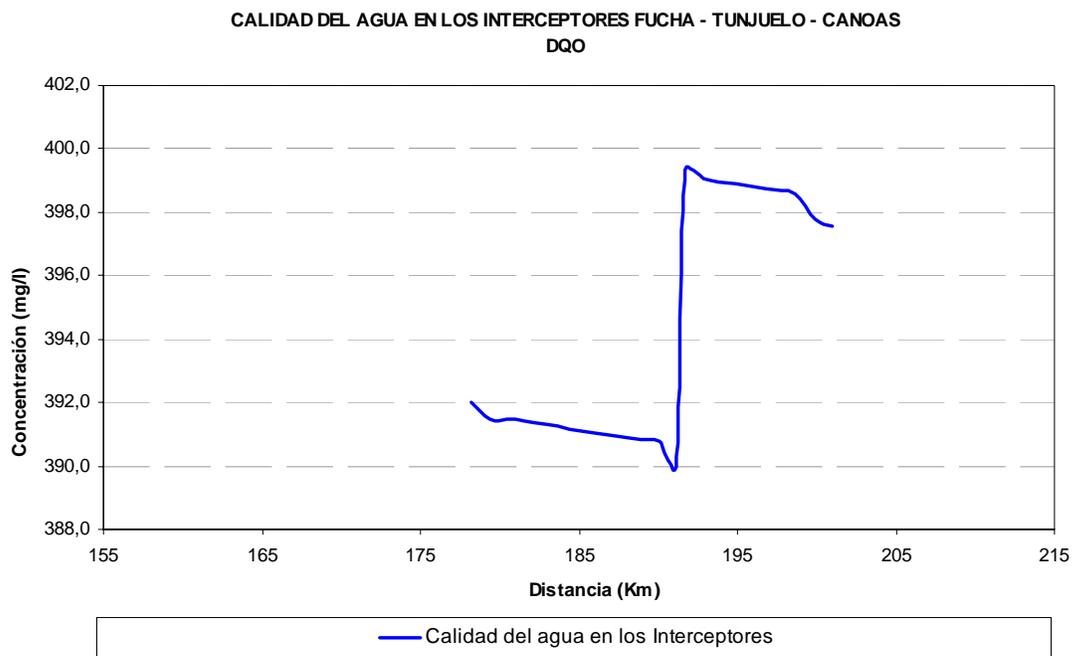


FIGURA 3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

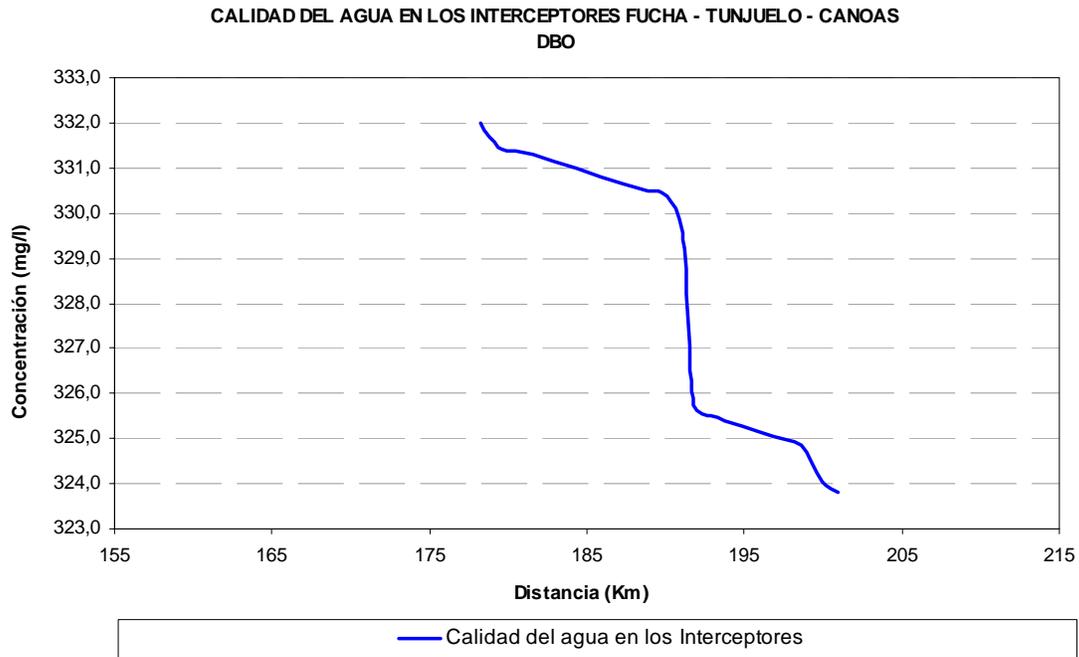


FIGURA 4. NITRÓGENO ORGÁNICO

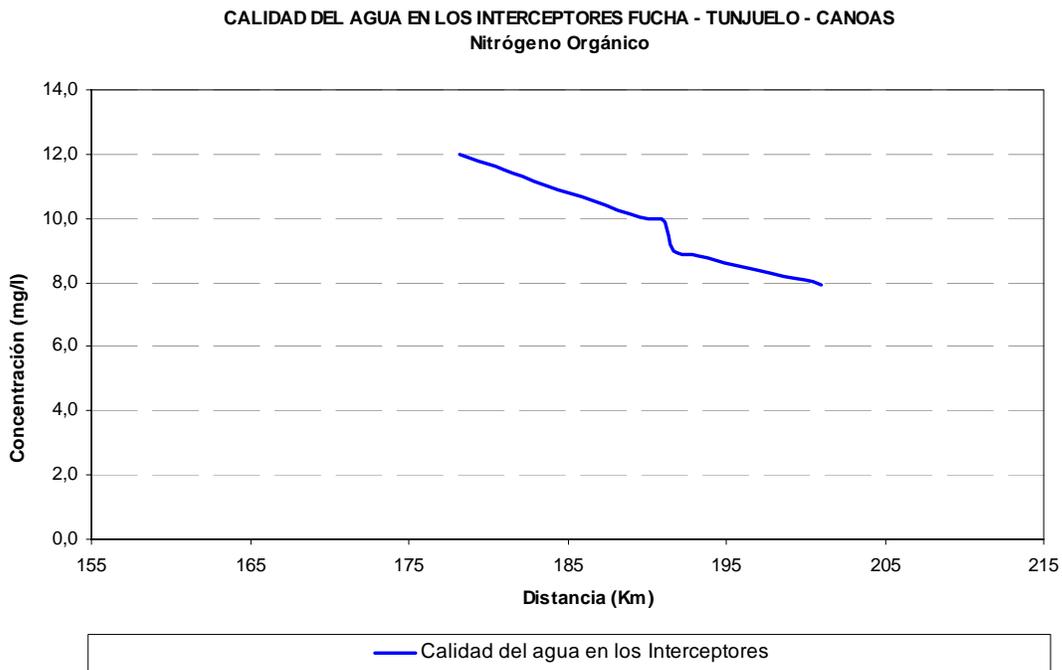


FIGURA 5. NITRÓGENO AMONICAL
CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Amonio

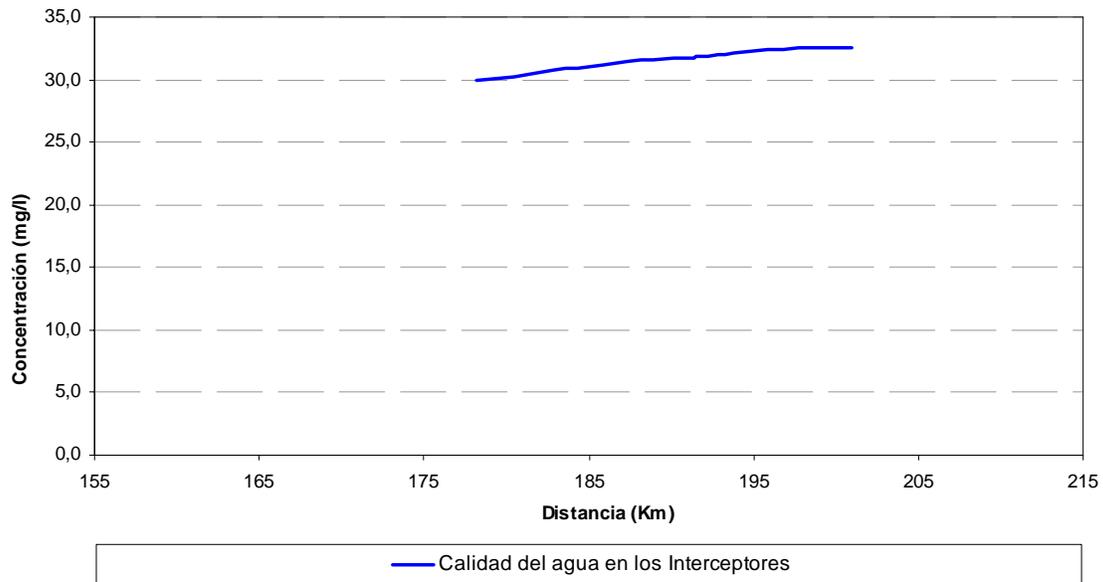


FIGURA 6. NITRATO
CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Nitrato

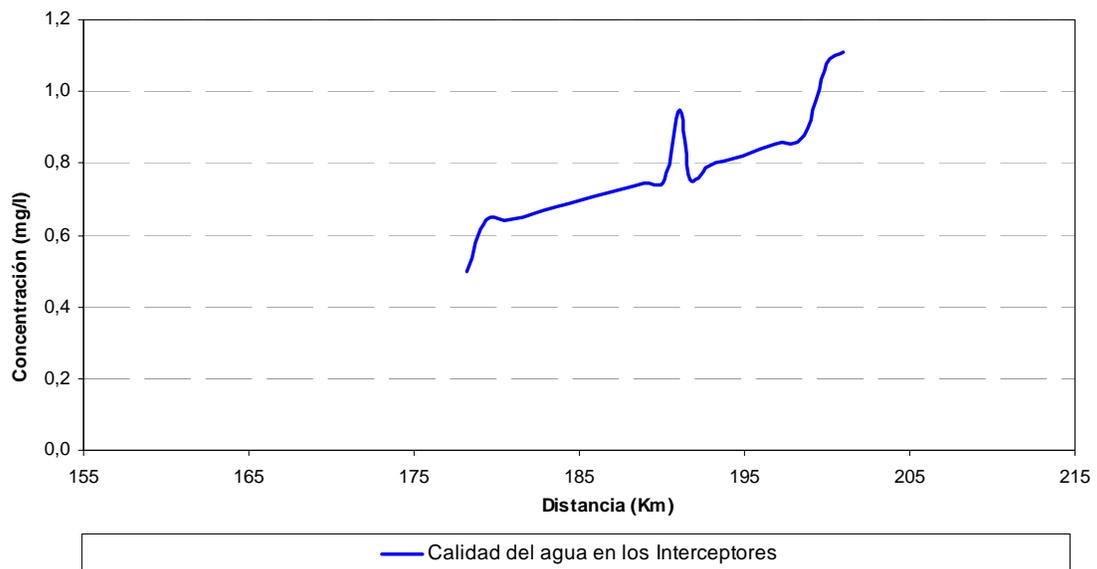


FIGURA 7. FÓSFORO TOTAL

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Fósforo Total

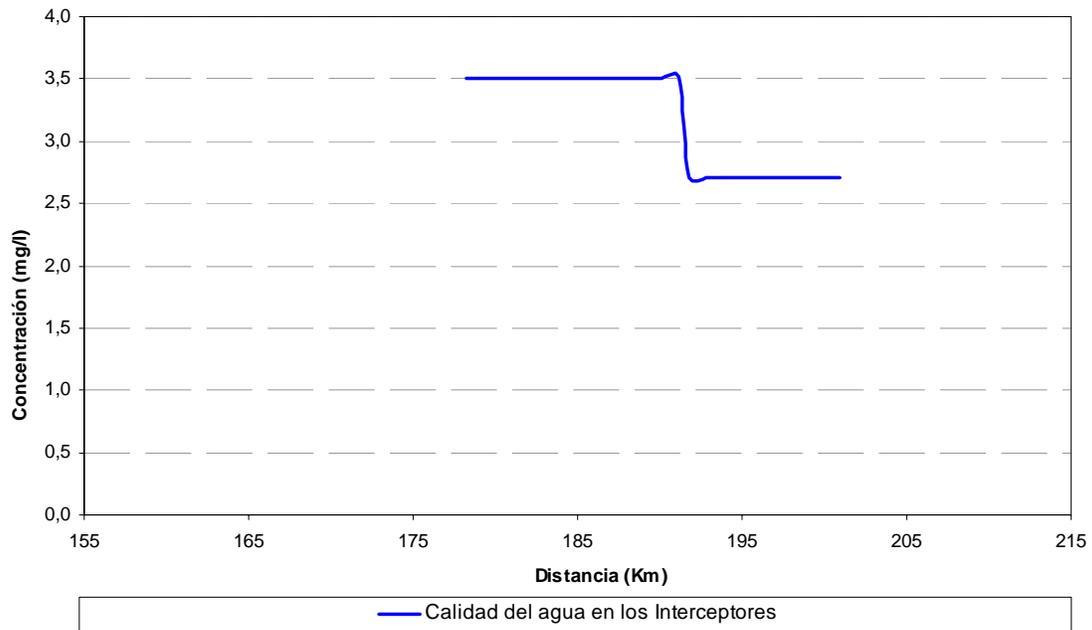
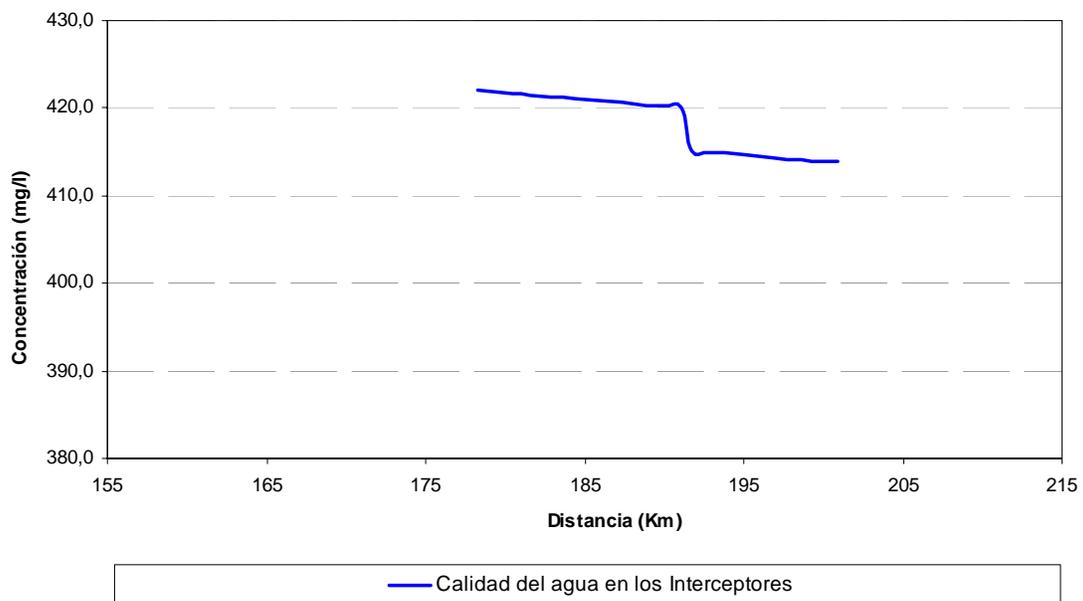


FIGURA 8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
SST



ANEXO 6

Modelo de Coliformes para los tramos Torca – Salitre y Fucha –
Tunjuelo – Canoas del IRB

TABLA 1. MODELO DE COLIFORMES TRAMO TORCA – SALITRE

Localización	Ka (celda objetivo)	Tiempo de viaje	Concentración observada	x(km)	Q (cms)	Q Fte Puntual	Concentración Fuente Puntual	Concentración (decaimiento de primer orden)	Balance	vs (m/d)	daily solar	H(m)	Temp(C)	TSS (mg/L)	Concentración Simulada
19	3,004	0,11	1,70E+08	3,840	0,50			1,70E+08		0,25	0,00	0,92	18,50	230,00	1,70E+08
22E4	2,922	0,13		4,442	0,50	0,03	1,10E+06	1,16E+08	1,1,E+08	0,25	0,00	1,12	18,50	218,00	1,16E+08
24	2,780	0,14		4,796	0,53			7,35E+07		0,25	0,00	1,33	18,00	206,00	7,35E+07
26	2,657	0,15		5,208	0,53			7,23E+07		0,25	0,00	1,53	17,50	194,00	7,23E+07
28E5	2,482	0,16		5,575	0,53			7,15E+07		0,25	0,00	1,74	16,59	182,00	7,15E+07
29E6	2,453	0,17		5,846	0,53			7,16E+07		0,25	0,00	1,94	16,56	170,00	7,16E+07
30B	2,428	0,18		6,143	0,53			6,99E+07		0,25	0,00	2,15	16,53	158,00	6,99E+07
31	2,406	0,19	6,90E+07	6,332	0,53			6,90E+07		0,25	0,00	2,35	16,50	153,00	6,90E+07

TABLA 2. MODELO DE COLIFORMES TRAMO FUCHA –TUNJUELO – CANOAS

Localización	Ka (celda objetivo)	Tiempo de viaje	Concentración observada	x(km)	Q (cms)	Q Fte Puntual	Concentración Fuente Puntual	Concentración (decaimiento de primer orden)	Balance	vs (m/d)	daily solar	H(m)	Temp(C)	TSS (mg/L)	Concentración Simulada
Headwater	2,837	0,00	1,00E+07	178,789	9,50			1,00E+07		0,25	0,00	2,11	19,00	422,00	1,00E+07
Tercio pondaje	2,796	0,01		179,904	9,50			9,66E+06		0,25	0,00	2,62	18,98	421,85	9,66E+06
Dos Tercios pond	2,793	0,02		181,019	9,50			9,35E+06		0,25	0,00	2,62	18,96	421,69	9,35E+06
Pondaje	2,789	0,04		182,124	9,50			9,04E+06		0,25	0,00	2,62	18,94	421,54	9,04E+06
AvA1	2,821	0,05		183,624	9,50			8,61E+06		0,25	0,00	2,11	18,91	421,30	8,61E+06
AvA2	2,815	0,07		185,124	9,50			8,19E+06		0,25	0,00	2,11	18,88	421,07	8,19E+06
AvA3 - Mitad	2,810	0,09		186,624	9,50			7,80E+06		0,25	0,00	2,11	18,85	420,83	7,80E+06
AvA4	2,804	0,11		188,124	9,50			7,43E+06		0,25	0,00	2,11	18,81	420,60	7,43E+06
AvA5	2,798	0,12		189,624	9,50			7,08E+06		0,25	0,00	2,11	18,78	420,36	7,08E+06
AvA6	2,795	0,13		190,624	9,50			6,86E+06		0,25	0,00	2,11	18,76	420,20	6,86E+06
Tunjuelo	2,791	0,15		191,604	9,50	7,60	1,00E+08	6,65E+06	4,8,E+07	0,25	0,00	2,11	18,74	420,05	6,65E+06
Est. Elev. Tunj	2,704	0,15		191,854	17,10			3,18E+07		0,25	0,00	3,23	18,63	415,11	3,18E+07
Tunj1	2,790	0,17		193,854	8,55			3,04E+07		0,25	0,00	1,90	18,61	414,97	3,04E+07
Tunj2	2,782	0,19		195,854	8,55			2,82E+07		0,25	0,00	1,90	18,57	414,67	2,82E+07
Tunj3	2,775	0,21		197,854	8,55			2,65E+07		0,25	0,00	1,90	18,52	414,38	2,65E+07
Tunj4	2,769	0,23		199,354	8,55			2,54E+07		0,25	0,00	1,90	18,49	414,16	2,54E+07
Canoas	2,765	0,24		200,454	8,55			2,46E+07		0,25	0,00	1,90	18,47	414,00	2,46E+07
Río	2,745	0,25		201,454	8,55			2,38E+07		0,25	0,00	2,07	18,45	413,85	2,38E+07

FIGURA 1. MODELACIÓN DE COLIFORMES EN TORCA – SALITRE

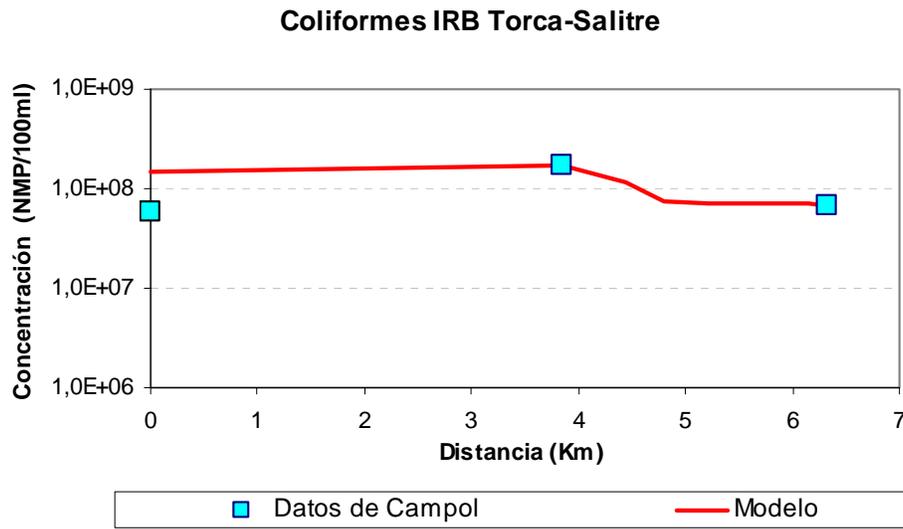
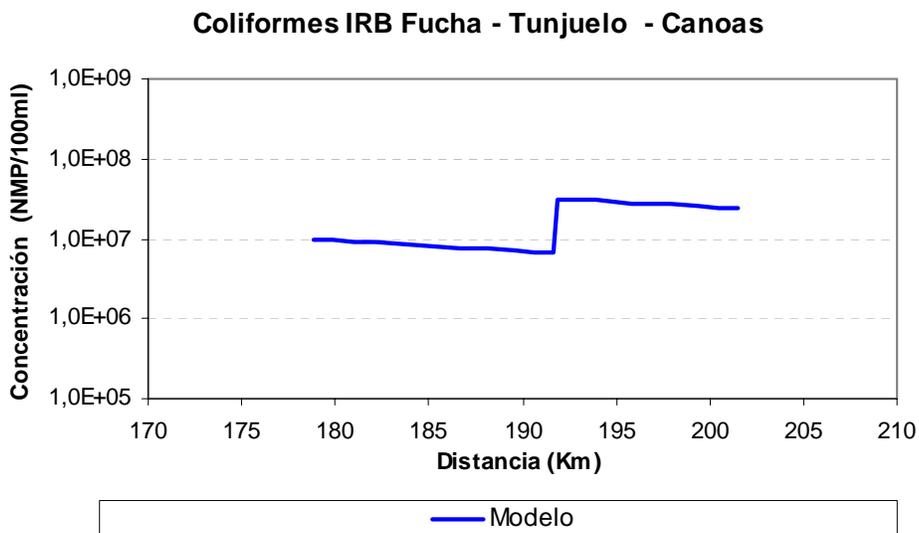


FIGURA 2. MODELACIÓN DE COLIFORMES EN FUCHA – TUNJUELO - CANOAS



ANEXO 7

Resultados de la modelación de la calidad del agua del Río Bogotá
con y sin IRB

TABLA 1. RESULTADOS DEL MODELO

Calidad del agua del Río con Interceptores													
Distance x(km)	DO(mg/L)	DQO (mgC/L)	Fast C (mgC/L)	No(ugN/L)	No(mgN/L)	NH4(ugN/L)	NH4(mgN/L)	NO3(ugN/L)	NO3(mgN/L)	PT (ugP/L)	PT (mgP/L)	Dos(mg/L)	TSS
160,645	2,000	32,000	9,000	250,000	0,250	650,000	0,650	1600,000	1,600	1800,000	1,800	6,687	14,000
161,184	1,704	31,969	8,956	225,220	0,225	614,614	0,615	1661,928	1,662	1801,184	1,801	6,707	13,860
161,623	1,533	31,947	8,928	210,504	0,211	593,078	0,593	1698,404	1,698	1801,873	1,802	6,711	13,778
162,065	0,750	151,756	107,407	3110,595	3,111	18996,041	18,996	1016,802	1,017	1610,501	1,611	6,645	167,487
163,480	0,023	152,449	107,308	2850,105	2,850	19238,381	19,238	1173,895	1,174	1631,971	1,632	6,656	165,071
165,411	0,010	152,949	107,306	2676,872	2,677	19458,592	19,459	1213,596	1,214	1645,676	1,646	6,653	163,516
168,199	0,009	153,946	107,297	2288,145	2,288	19919,539	19,920	1307,647	1,308	1673,948	1,674	6,631	160,212
172,199	0,009	154,604	107,201	1952,142	1,952	20265,809	20,266	1400,231	1,400	1696,571	1,697	6,620	157,364
176,099	0,006	154,470	106,573	1621,218	1,621	20483,205	20,483	1465,125	1,465	1717,201	1,717	6,616	153,996
178,394	0,006	154,396	106,414	1554,811	1,555	20517,879	20,518	1478,637	1,479	1721,267	1,721	6,616	153,280
179,664	0,008	154,041	105,965	1437,776	1,438	20528,748	20,529	1513,905	1,514	1728,222	1,728	6,624	151,757
180,751	0,008	153,941	105,848	1409,846	1,410	20528,572	20,529	1522,519	1,523	1729,869	1,730	6,626	151,380
181,870	0,008	153,200	105,116	1296,779	1,297	20464,805	20,465	1560,056	1,560	1736,359	1,736	6,629	149,525
185,777	0,009	143,883	97,464	981,313	0,981	18983,102	18,983	1703,121	1,703	1753,777	1,754	6,620	137,007
190,559	0,006	127,243	84,192	719,190	0,719	16227,871	16,228	1794,649	1,795	1768,275	1,768	6,612	117,646
192,599	0,006	124,664	82,140	682,121	0,682	15798,493	15,798	1808,341	1,808	1770,328	1,770	6,613	114,676
194,858	0,008	99,883	62,549	453,564	0,454	11603,094	11,603	1916,796	1,917	1783,390	1,783	6,625	87,212
199,443	0,015	71,323	40,028	254,840	0,255	6769,237	6,769	2017,386	2,017	1795,192	1,795	6,636	56,099
202,468	0,037	68,186	37,551	233,959	0,234	6221,209	6,221	2048,984	2,049	1796,440	1,796	6,644	52,690
204,379	0,057	58,845	30,177	177,112	0,177	4582,636	4,583	2155,984	2,156	1799,891	1,800	6,651	42,618
207,850	0,103	48,921	22,344	121,738	0,122	2846,402	2,846	2287,960	2,288	1803,313	1,803	6,644	31,984
211,360	0,007	257,556	201,059	4573,395	4,573	20941,660	20,942	1024,903	1,025	2400,655	2,401	6,643	253,076
212,910	0,005	257,571	201,021	4566,192	4,566	20951,768	20,952	1025,629	1,026	2402,305	2,402	6,643	252,853

Calidad del agua del Río sin Interceptores													
Distance x(km)	DO(mg/L)	DQO (mgC/L)	Fast C (mgC/L)	No(ugN/L)	No(mgN/L)	NH4(ugN/L)	NH4(mgN/L)	NO3(ugN/L)	NO3(mgN/L)	PT (ugP/L)	PT (mgP/L)	Dos(mg/L)	TSS
160,645	2,000	32,000	9,000	250,000	0,250	650,000	0,650	1600,000	1,600	1800,000	1,800	6,687	14,000
161,184	1,704	31,969	8,956	225,220	0,225	614,614	0,615	1661,928	1,662	1801,184	1,801	6,707	13,860
161,623	1,533	31,947	8,928	210,504	0,211	593,078	0,593	1698,404	1,698	1801,873	1,802	6,711	13,778
162,065	0,750	151,756	107,407	3110,595	3,111	18996,041	18,996	1016,802	1,017	1610,501	1,611	6,645	167,487
163,480	0,023	152,449	107,308	2850,105	2,850	19238,381	19,238	1173,895	1,174	1631,971	1,632	6,656	165,071
165,411	0,010	152,949	107,306	2676,872	2,677	19458,592	19,459	1213,596	1,214	1645,676	1,646	6,653	163,516
168,199	0,009	153,946	107,297	2288,145	2,288	19919,539	19,920	1307,647	1,308	1673,948	1,674	6,631	160,212
172,199	0,009	154,604	107,201	1952,142	1,952	20265,809	20,266	1400,231	1,400	1696,571	1,697	6,620	157,364
176,099	0,006	154,470	106,573	1621,218	1,621	20483,205	20,483	1465,125	1,465	1717,201	1,717	6,616	153,996
178,394	0,006	154,396	106,414	1554,811	1,555	20517,879	20,518	1478,637	1,479	1721,267	1,721	6,616	153,280
179,664	0,005	263,004	208,291	5974,335	5,974	25295,289	25,295	1058,706	1,059	2560,848	2,561	6,597	270,876
180,751	0,005	263,265	208,247	5900,682	5,901	25411,148	25,411	1064,283	1,064	2569,139	2,569	6,599	269,928
181,870	0,005	264,187	207,989	5592,498	5,592	25864,295	25,864	1088,515	1,089	2601,925	2,602	6,604	266,053
185,777	0,005	264,204	205,518	4677,784	4,678	26717,596	26,718	1174,555	1,175	2686,110	2,686	6,594	253,521
190,559	0,003	261,941	202,210	4040,350	4,040	26934,412	26,934	1215,208	1,215	2738,118	2,738	6,584	243,356
192,599	0,003	261,561	201,698	3949,241	3,949	26955,658	26,956	1221,208	1,221	2745,400	2,745	6,583	241,863
194,858	0,003	299,307	230,088	4475,087	4,475	28501,031	28,501	1069,636	1,070	2525,599	2,526	6,599	275,440
199,443	0,003	293,370	223,587	3820,723	3,821	28182,488	28,182	1126,353	1,126	2576,740	2,577	6,602	260,451
202,468	0,005	292,473	222,634	3731,215	3,731	28121,662	28,122	1139,965	1,140	2583,359	2,583	6,605	258,326
204,379	0,005	288,693	218,911	3444,744	3,445	27791,805	27,792	1186,757	1,187	2599,931	2,600	6,609	250,935
207,850	0,005	281,995	212,725	3078,532	3,079	27112,398	27,112	1251,313	1,251	2610,628	2,611	6,608	240,211
211,360	0,005	275,981	207,347	2815,791	2,816	26466,660	26,467	1300,612	1,301	2611,061	2,611	6,606	231,677
212,910	0,004	275,793	207,178	2807,571	2,808	26446,709	26,447	1301,721	1,302	2611,067	2,611	6,606	231,411

FIGURA 1. OXÍGENO DISUELTO

CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
 RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN
 Oxígeno Disuelto

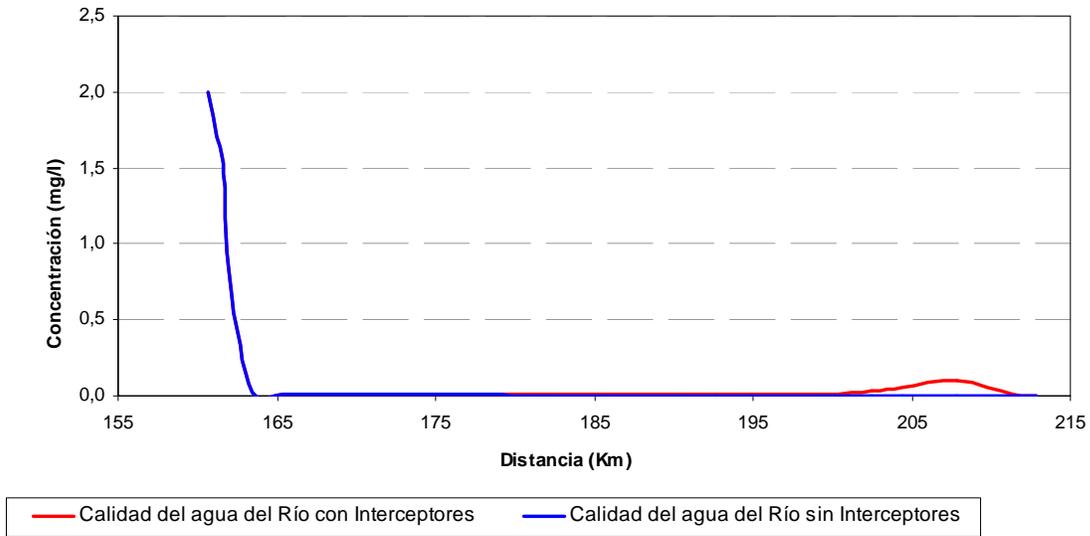


FIGURA 2. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
 RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN
 DQO

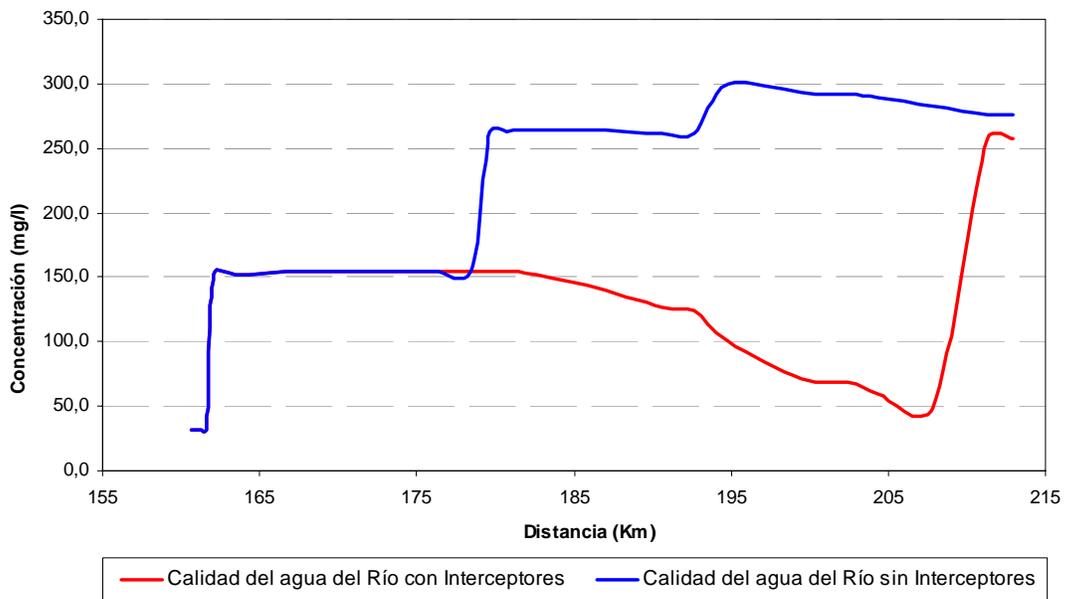


FIGURA 3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
 RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN
 DBO

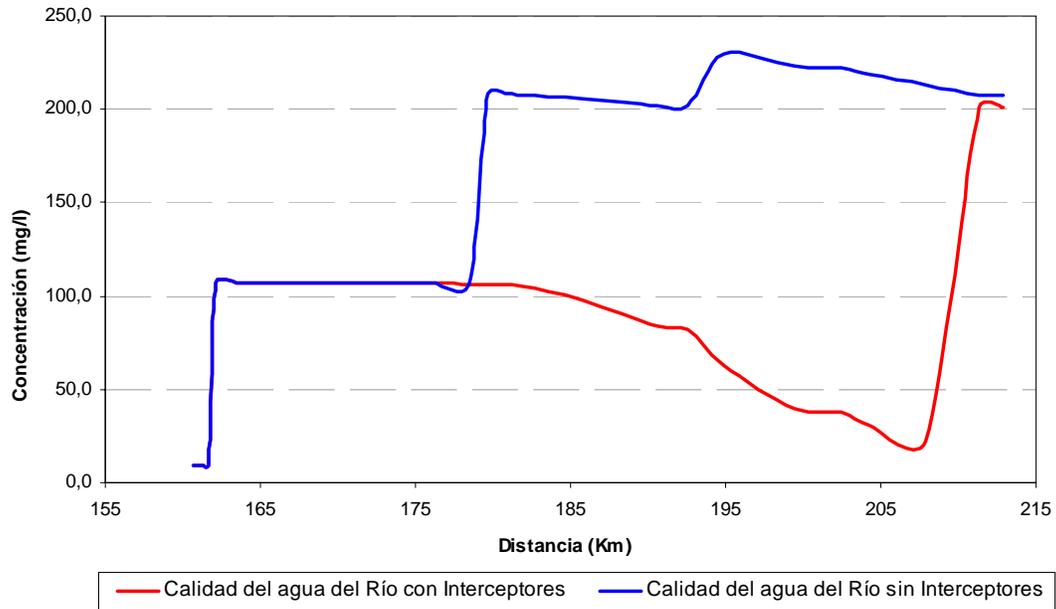


FIGURA 4. NITRÓGENO ORGÁNICO

CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
 RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN
 Nitrógeno Orgánico

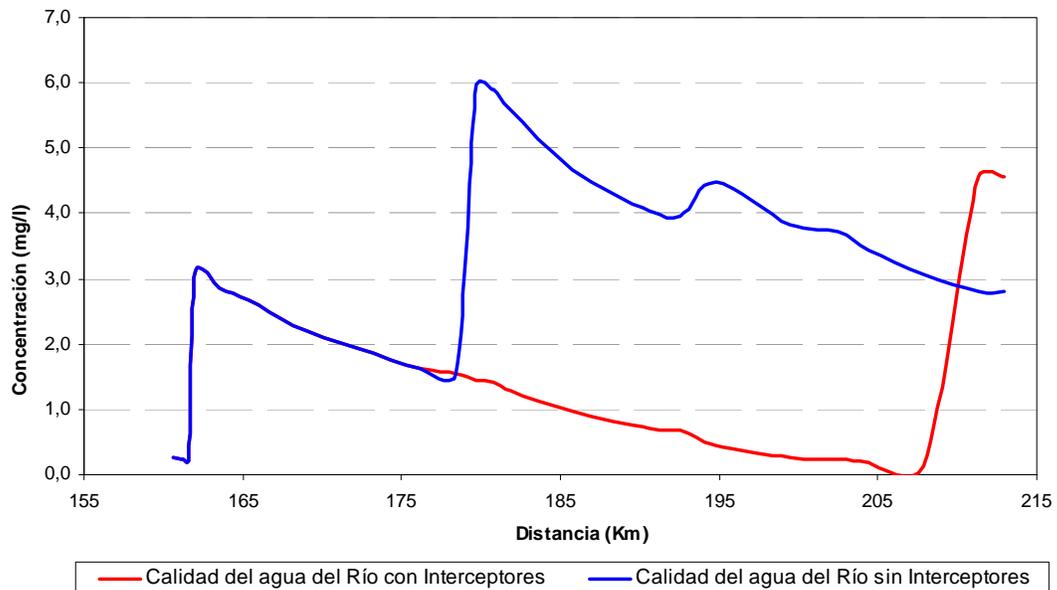


FIGURA 5. NITRÓGENO AMONIAICAL

**CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN**
Amonio

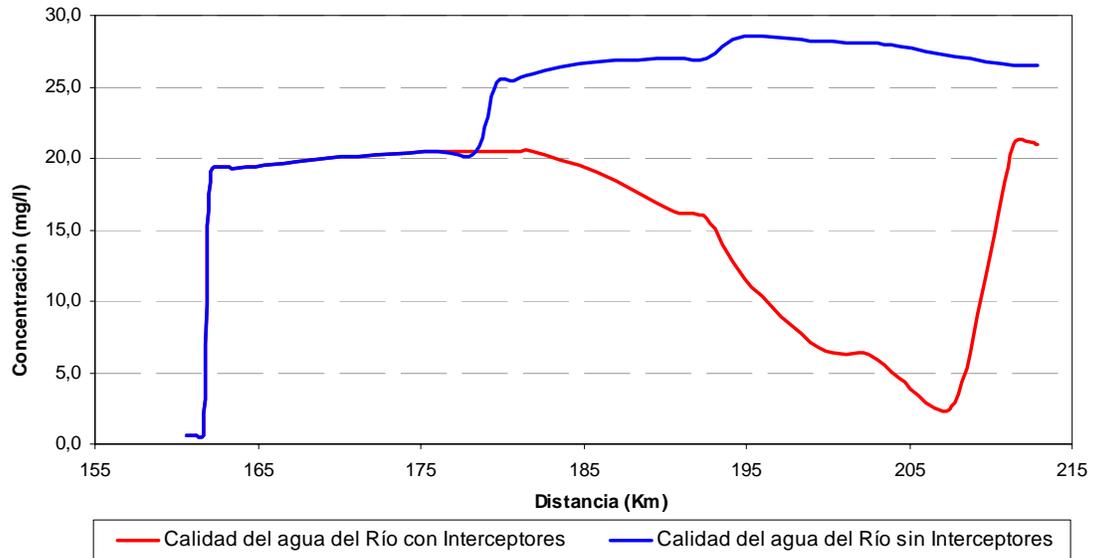


FIGURA 6. NITRATO

**CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN**
Nitrato

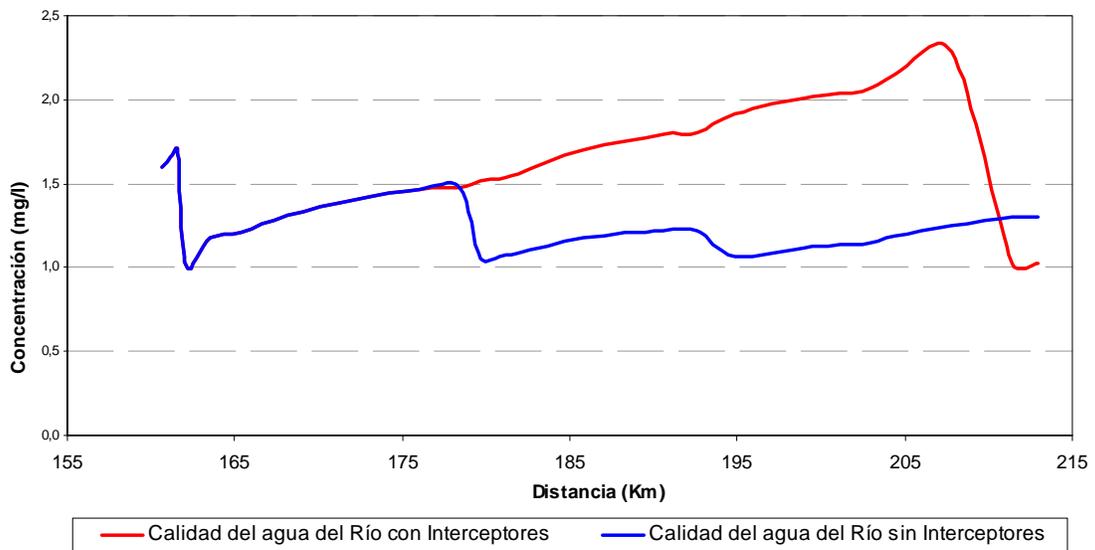


FIGURA 7. FÓSFORO TOTAL

ALTERNATIVAS DE SANEAMIENTO
CONDICION CRITICA - SATURACIÓN
RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN
Fósforo Total

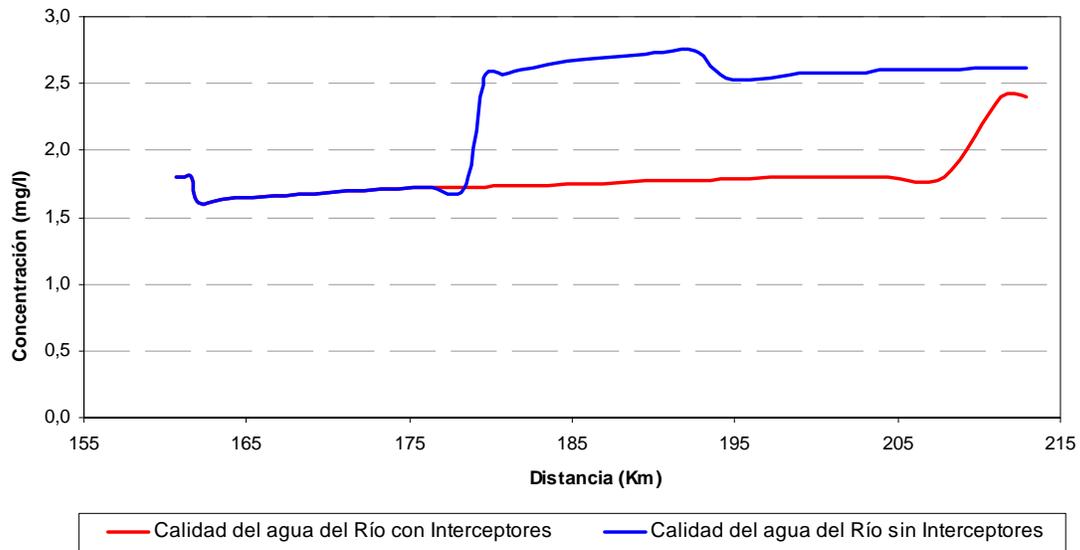
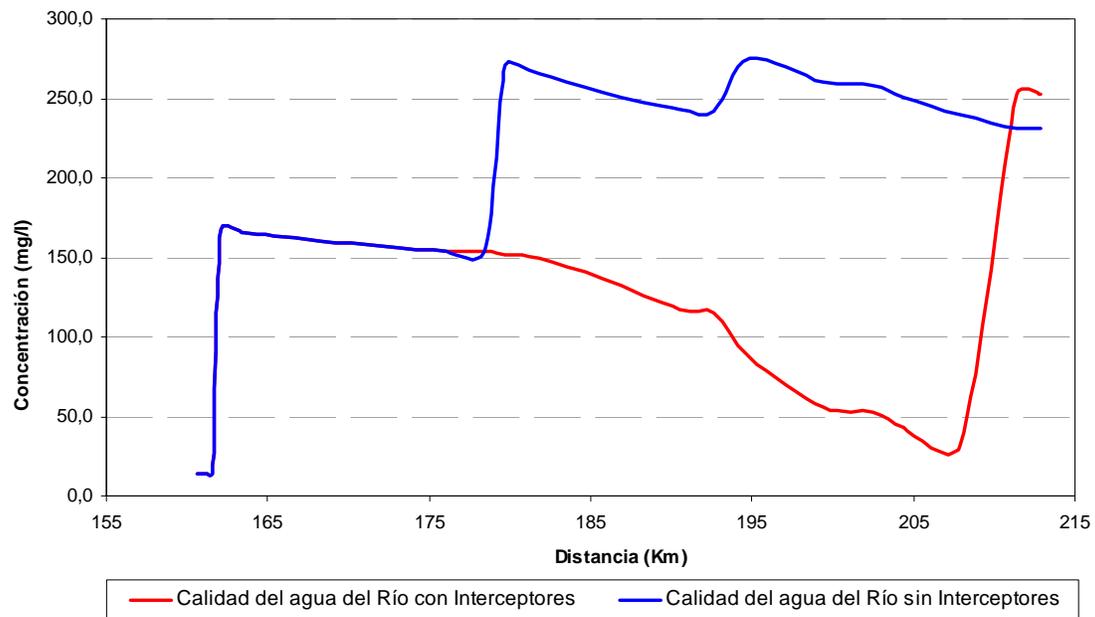


FIGURA 8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTA CON Y SIN EL IRB
RÍO BOGOTÁ - VUELTA GRANDE - ALICACHÍN
SST



ANEXO 8

Modelación dinámica del IRB tramo Fucha - Tunjuelo - Canoas

FIGURA 1. CURVA DE CONDUCTIVIDAD PARA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD DE CALIDAD

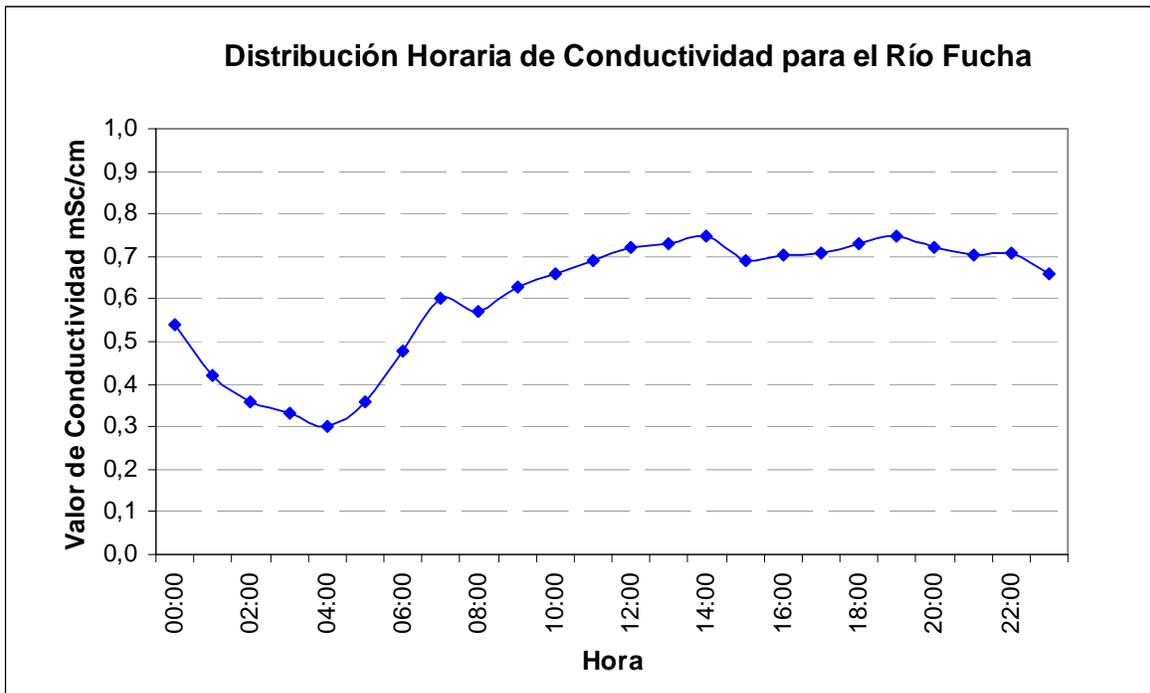


FIGURA 2. CURVA DE PH PARA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD

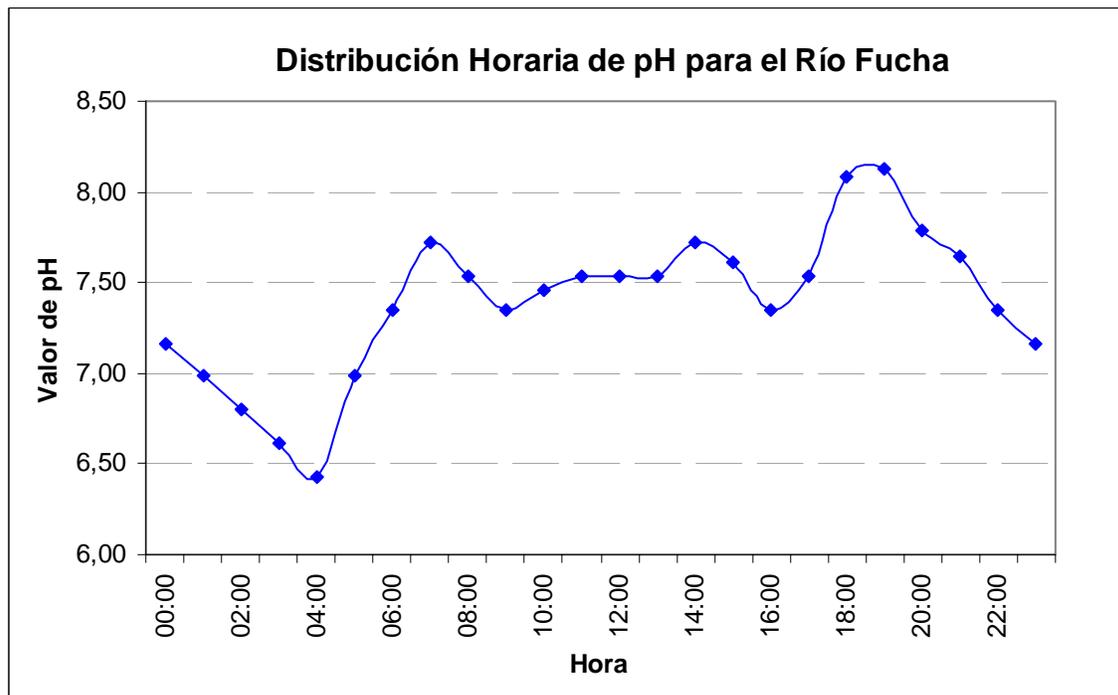


FIGURA 3. CURVA DE TEMPERATURA PARA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD

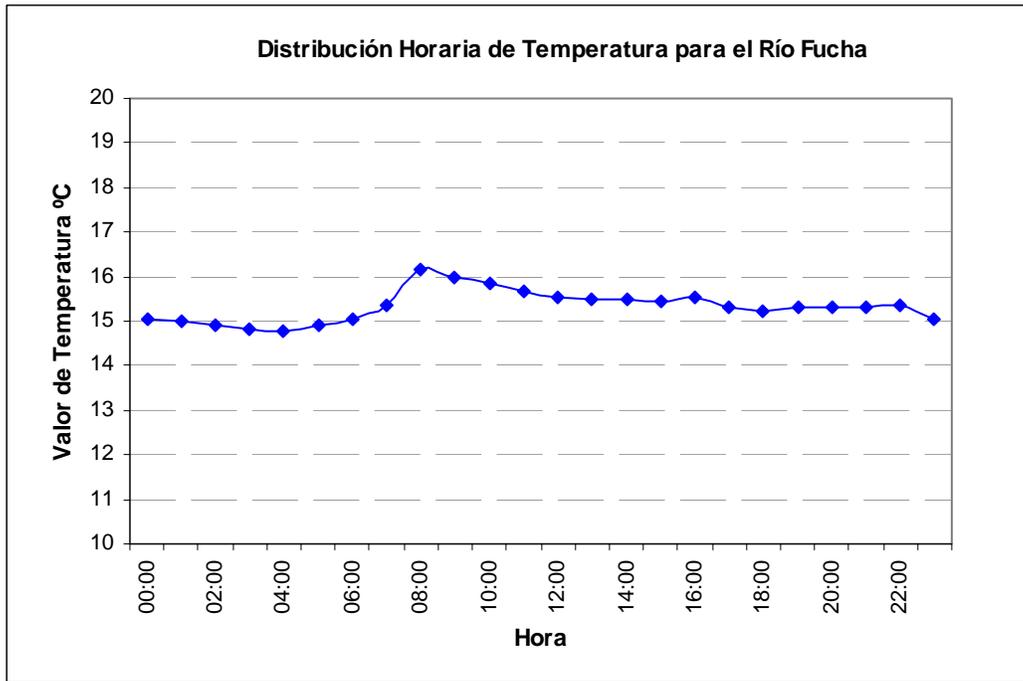


TABLA 1. ESTIMACION HORARIA DE PARÁMETROS

Hora	Conductividad mSc/cm	pH	Temperatura °C	DBO mg/L	DQO mg/L	NITRITOS mg/L	FOSFORO mg/L	NTK mg/L	SST mg/L
00:00	0,54	7,2	15,1	174,529	642,840	0,000	0,441	56,822	372,829
01:00	0,42	7,0	15,0	146,174	614,836	0,001	0,378	48,165	378,284
02:00	0,36	6,8	14,9	139,525	624,977	0,001	0,343	43,995	393,827
03:00	0,33	6,6	14,8	145,999	663,264	0,001	0,323	42,327	417,663
04:00	0,30	6,4	14,8	151,861	702,598	0,001	0,302	40,494	443,005
05:00	0,36	7,0	14,9	117,852	561,300	0,001	0,331	42,977	365,594
06:00	0,48	7,4	15,1	127,558	541,014	0,000	0,399	50,797	337,531
07:00	0,60	7,7	15,4	132,710	505,748	0,000	0,511	56,875	306,727
08:00	0,57	7,5	16,1	166,371	534,974	0,001	0,802	53,953	313,005
09:00	0,63	7,4	16,0	215,561	628,650	0,001	0,803	59,918	345,969
10:00	0,66	7,5	15,8	202,706	609,982	0,000	0,740	61,700	337,992
11:00	0,69	7,5	15,7	196,270	603,385	0,000	0,685	63,723	334,768
12:00	0,72	7,5	15,5	201,653	620,221	0,000	0,641	66,290	340,633
13:00	0,73	7,5	15,5	204,866	626,642	0,000	0,635	67,226	342,493
14:00	0,75	7,7	15,5	180,756	577,157	0,000	0,615	67,121	322,477
15:00	0,69	7,6	15,4	176,875	582,044	0,000	0,590	63,852	329,245
16:00	0,70	7,4	15,5	228,128	674,812	0,000	0,653	66,447	362,666
17:00	0,71	7,5	15,3	188,984	615,951	0,000	0,553	66,147	342,832
18:00	0,73	8,1	15,2	124,406	473,242	0,000	0,490	64,001	284,853
19:00	0,75	8,1	15,3	126,587	470,973	0,000	0,518	64,706	281,947
20:00	0,72	7,8	15,3	156,177	543,442	0,000	0,534	65,054	313,468
21:00	0,70	7,6	15,3	171,468	577,735	0,000	0,550	64,793	328,066
22:00	0,71	7,4	15,4	224,163	679,674	0,000	0,598	67,355	365,982
23:00	0,66	7,2	15,1	226,604	724,799	0,000	0,494	66,224	391,606

TABLA 2. CONDICIONES DE ENTRADA DEL MODELO QUAL2K

QUAL2K
 Stream Water Quality Model
 IRB Tramo Fucha - Tunjuelo - Canoas (5/31/2004)
 Headwater and Downstream Boundary Data:

Headwater Flow	7,329 m ³ /s													
Prescribed downstream boundary?	No													
Headwater Water Quality	Units	12:00 a.m.	01:00 a.m.	02:00 a.m.	03:00 a.m.	04:00 a.m.	05:00 a.m.	06:00 a.m.	07:00 a.m.	08:00 a.m.	09:00 a.m.	10:00 a.m.	11:00 a.m.	12:00 p.m.
Temperature	C	15.06	14.99	14.91	14.83	14.76	14.91	15.06	15.37	16.14	15.98	15.83	15.68	15.52
Conductivity	umhos	0.54	0.42	0.36	0.33	0.30	0.36	0.48	0.60	0.57	0.63	0.66	0.69	0.72
Inorganic Solids	mgD/L	372.83	378.28	393.83	417.66	443.00	365.59	337.53	306.73	313.00	345.97	337.99	334.77	340.63
Dissolved Oxygen	mg/L	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60
CBODslow	mgO ₂ /L	468.31	468.66	485.45	517.27	550.74	443.45	413.46	373.04	368.60	413.09	407.28	407.11	418.57
CBODfast	mgO ₂ /L	174.53	146.17	139.52	146.00	151.86	117.85	127.56	132.71	166.37	215.56	202.71	196.27	201.65
Dissolved Organic Nitrogen	ugN/L	56822.13	48164.56	43995.35	42327.30	40493.66	42977.18	50796.55	56875.05	53953.34	59918.22	61700.15	63722.99	66289.87
NH4-Nitrogen	ugN/L													
NO3-Nitrogen	ugN/L	0.31	0.50	0.68	0.82	1.00	0.62	0.35	0.27	0.66	0.52	0.39	0.30	0.24
Dissolved Organic Phosphorus	ugP/L	441.34	378.20	342.59	322.53	302.47	330.75	399.41	511.17	801.77	802.80	739.62	684.61	640.68
Inorganic Phosphorus (SRP)	ugP/L													
Phytoplankton	ugA/L													
Detritus (POM)	mgD/L													
Pathogen	cfu/100 mL													
Alkalinity	mgCaCO ₃ /L													
pH	s.u.	7.17	6.98	6.80	6.62	6.43	6.98	7.35	7.72	7.53	7.35	7.46	7.53	7.53
Downstream Boundary Water Quality (optional)	Units	12:00 a.m.	01:00 a.m.	02:00 a.m.	03:00 a.m.	04:00 a.m.	05:00 a.m.	06:00 a.m.	07:00 a.m.	08:00 a.m.	09:00 a.m.	10:00 a.m.	11:00 a.m.	12:00 p.m.
Temperature	C													
Conductivity	umhos													
Inorganic Solids	mgD/L													
Dissolved Oxygen	mg/L													
CBODslow	mgO ₂ /L													
CBODfast	mgO ₂ /L													
Dissolved Organic Nitrogen	ugN/L													
NH4-Nitrogen	ugN/L													
NO3-Nitrogen	ugN/L													
Dissolved Organic Phosphorus	ugP/L													
Inorganic Phosphorus (SRP)	ugP/L													
Phytoplankton	ugA/L													
Detritus (POM)	mgD/L													
Pathogen	cfu/100 mL													
Alkalinity	mgCaCO ₃ /L													
pH	s.u.													

TABLA 3. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DE LOS TRAMOS

QUAL2K
Stream Water Quality Model
IRB Tramo Fucha - Tunjuelo - Canoas (5/31/2004)
Reach Data:

Reach for diel plot		17			Downstream		Elevation		
Reach	Downstream		Reach	Downstream		location	Upstream	Downstream	
Label	end of reach label	Number	length (km)	Latitude	Longitude	(km)	(m)	(m)	Degrees
	Headwater	0		4,68	-74,17	178,789		2556,423	4
	Tercio pondaje	1	1,12	4,68	-74,17	179,904	2556,423	2556,200	4
	Dos Tercios pond	2	1,12	4,66	-74,17	181,019	2556,200	2555,977	4
	Pondaje	3	1,10	4,66	-74,17	182,124	2555,977	2555,756	4
	AvA1	4	1,50	4,65	-74,19	183,624	2555,756	2555,456	4
	AvA2	5	1,50	4,64	-74,21	185,124	2555,456	2555,156	4
	AvA3 - Mitad	6	1,50	4,63	-74,22	186,624	2555,156	2554,856	4
	AvA4	7	1,50	4,62	-74,22	188,124	2554,856	2554,556	4
	AvA5	8	1,50	4,60	-74,23	189,624	2554,556	2554,256	4
	AvA6	9	1,00	4,59	-74,25	190,624	2554,256	2554,056	4
Entrada del Tunjuelo	Tunjuelo	10	0,98	4,59	-74,25	191,604	2554,056	2553,860	4
	Est. Elev.Tunj	11	0,25	4,58	-74,26	191,854	2549,860	2549,798	4
	Tunj1	12	2,00	4,59	-74,28	193,854	2549,798	2549,298	4
	Tunj2	13	2,00	4,60	-74,24	195,854	2549,298	2548,798	4
	Tunj3	14	2,00	4,60	-74,24	197,854	2548,798	2548,298	4
	Tunj4	15	1,50	4,60	-74,24	199,354	2548,298	2547,923	4
Canoas	Canoas	16	1,10	4,60	-74,28	200,454	2547,923	2547,648	4
Río Bogotá	Río	17	1,00	4,60	-74,28	201,454	2543,648	2543,448	4

TABLA 4. TASAS DE DEGRADACIÓN

QUAL2K
Stream Water Quality Model
IRB Tramo Fucha - Tunjuelo - Canoas (5/31/2004)
Water Column Rates

Parameter	Value	Units	Symbol
Stoichiometry:			
Carbon	40	mgC	gC
Nitrogen	7,2	mgN	gN
Phosphorus	1	mgP	gP
Dry weight	100	mgD	gD
Chlorophyll	1	mgA	gA
Inorganic suspended solids:			
Settling velocity	0,6	m/d	v_i
Oxygen:			
Reaeration model	Internal		
Temp correction	1,024		θ_a
O2 for carbon oxidation	2,69	gO2/gC	r_{oc}
O2 for NH4 nitrification	4,57	gO2/gN	r_{on}
Oxygen inhib CBOD oxidation model	Exponential		
Oxygen inhib CBOD oxidation parameter	0,10	L/mgO2	K_{socf}
Oxygen inhib nitrification model	Exponential		
Oxygen inhib nitrification parameter	0,30	L/mgO2	K_{sona}
Oxygen enhance denitrification model	Exponential		
Oxygen enhance denitrification parameter	0,30	L/mgO2	K_{sodn}
Slow CBOD:			
Hydrolysis rate	0,01	/d	k_{hc}
Temp correction	1,047		θ_{hc}
Fast CBOD:			
Oxidation rate	0,06	/d	k_{dc}
Temp correction	1,047		θ_{dc}
Organic N:			
Hydrolysis	1,53	/d	k_{hn}
Temp correction	0,99		θ_{hn}
Ammonium:			
Nitrification	1,7	/d	k_{na}
Temp correction	0,88		θ_{na}
Nitrate:			
Denitrification	0,12	/d	k_{dn}
Temp correction	1,07		θ_{dn}
Sed denitrification transfer coeff	0	m/d	v_{di}
Temp correction	1,07		θ_{di}
Organic P:			
Hydrolysis	0,13	/d	k_{hp}
Temp correction	1,07		θ_{hp}
Phytoplankton:			
Max Growth	2,5	/d	k_{gp}
Temp correction	1,07		θ_{gp}
Respiration	0,1	/d	k_{rp}
Temp correction	1,07		θ_{rp}
Death	0	/d	k_{dp}
Temp correction	1		θ_{dp}
Nitrogen half sat constant	15	ugN/L	k_{snp}
Phosphorus half sat constant	2	ugP/L	k_{snp}
Light model	Half saturation		
Light constant	57,6	langleys/d	K_{lp}
Ammonia preference	25	ugN/L	k_{hnxp}
Settling velocity	0,15	m/d	v_a
Bottom Algae:			
Max Growth	60	gD/m ² /d	C_{gb}
Temp correction	1,07		θ_{gb}

TABLA 5. RESULTADOS MODELACIÓN DINÁMICA CON LAS TASAS DE DEGRADACIÓN CALIBRADAS PARA EL IRB EN TRAMO TORCA - SALITRE

TASAS TORCA - SALITRE												
Distance x(km)	DO(mg/L)	DQO (mgC/L)	Fast C (mgC/L)	No(ugN/L)	No(mgN/L)	NH4(ugN/L)	NH4(mgN/L)	NO3(ugN/L)	NO3(mgN/L)	PT (ugP/L)	PT (mgP/L)	TSS
178,789	1,667	600,002	171,986	58789,902	58,790	0,000	0,000	0,371	0,000	538,718	0,539	348,057
179,347	1,631	599,899	171,928	57948,648	57,949	836,003	0,836	5,599	0,006	538,718	0,539	347,467
180,462	1,578	599,800	171,873	57119,962	57,120	1654,563	1,655	15,657	0,016	538,718	0,539	346,877
181,572	1,510	599,705	171,823	56310,861	56,311	2449,319	2,449	29,873	0,030	538,718	0,539	346,294
182,874	1,444	599,573	171,755	55166,386	55,166	3564,732	3,565	58,559	0,059	538,718	0,539	345,190
184,374	1,357	599,448	171,694	54046,505	54,047	4648,667	4,649	93,880	0,094	538,718	0,539	344,090
185,874	1,258	599,331	171,641	52950,656	52,951	5703,223	5,703	134,250	0,134	538,718	0,539	342,993
187,374	1,154	599,222	171,596	51878,291	51,878	6730,429	6,730	178,141	0,178	538,718	0,539	341,900
188,874	1,051	599,121	171,559	50828,874	50,829	7732,134	7,732	224,202	0,224	538,718	0,539	340,810
190,124	0,985	599,057	171,538	50139,295	50,139	8389,190	8,389	255,444	0,255	538,718	0,539	340,085
191,114	3,997	598,847	171,369	49473,000	49,473	8962,020	8,962	348,213	0,348	538,718	0,539	339,376
191,729	1,871	503,190	247,509	28277,156	28,277	20744,668	20,745	454,433	0,454	1511,685	1,512	374,724
192,854	1,402	503,090	247,398	27929,840	27,930	20996,370	20,996	552,447	0,552	1511,624	1,512	373,991
194,854	0,827	502,969	247,252	27141,870	27,142	21640,751	21,641	698,971	0,699	1511,482	1,511	372,284
196,854	0,544	502,907	247,164	26377,932	26,378	22306,781	22,307	797,869	0,798	1511,341	1,511	370,585
198,604	0,426	502,879	247,118	25818,154	25,818	22808,232	22,808	856,105	0,856	1511,236	1,511	369,315
199,904	3,093	502,582	246,806	25414,604	25,415	22970,794	22,971	1099,496	1,099	1511,157	1,511	368,386
200,954	2,099	502,379	246,590	25023,451	25,023	23178,069	23,178	1283,567	1,284	1511,086	1,511	367,540
201,454	2,099	502,379	246,590	25023,451	25,023	23178,069	23,178	1283,567	1,284	1511,086	1,511	367,540

TABLA 6. RESULTADOS MODELACIÓN DINÁMICA CON LAS TASAS DE DEGRADACIÓN CALIBRADAS DURANTE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BOGOTÁ

TASAS RIO BOGOTA												
Distance												
x(km)	DO(mg/L)	DQO (mgC/L)	Fast C (mgC/L)	No(ugN/L)	No(mgN/L)	NH4(ugN/L)	NH4(mgN/L)	NO3(ugN/L)	NO3(mgN/L)	PT (ugP/L)	PT (mgP/L)	TSS
178,8	1,7	600,002	171,986	58789,902	58,790	0,000	0,000	0,371	0,000	538,718	0,539	348,057
179,3	1,7	599,986	171,928	57589,799	57,590	1181,609	1,182	18,852	0,019	538,718	0,539	347,467
180,5	1,6	599,970	171,873	56414,087	56,414	2322,301	2,322	53,835	0,054	538,718	0,539	346,877
181,6	1,4	599,955	171,823	55272,393	55,272	3416,386	3,416	101,373	0,101	538,718	0,539	346,294
182,9	1,2	599,937	171,755	53669,528	53,670	4931,758	4,932	188,658	0,189	538,718	0,539	345,190
184,4	1,0	599,921	171,694	52112,877	52,113	6393,542	6,394	283,186	0,283	538,718	0,539	344,090
185,9	0,8	599,909	171,641	50601,116	50,601	7812,051	7,812	375,956	0,376	538,718	0,539	342,993
187,4	0,6	599,898	171,596	49132,960	49,133	9193,684	9,194	461,855	0,462	538,718	0,539	341,900
188,9	0,5	599,889	171,559	47707,158	47,707	10541,170	10,541	539,409	0,539	538,718	0,539	340,810
190,1	0,4	599,883	171,538	46775,088	46,775	11424,743	11,425	587,343	0,587	538,718	0,539	340,085
191,1	3,1	599,855	171,369	45879,055	45,879	12043,061	12,043	864,696	0,865	538,718	0,539	339,376
191,7	1,4	503,780	247,509	26500,615	26,501	22256,989	22,257	724,888	0,725	1511,686	1,512	374,666
192,9	0,9	504,054	247,398	26103,270	26,103	22541,874	22,542	858,784	0,859	1511,634	1,512	373,691
194,9	0,4	504,714	247,252	25205,643	25,206	23321,304	23,321	1025,494	1,025	1511,514	1,512	371,431
196,9	0,3	505,375	247,164	24339,174	24,339	24126,842	24,127	1133,544	1,134	1511,396	1,511	369,194
198,6	0,2	505,867	247,118	23706,391	23,706	24727,423	24,727	1200,362	1,200	1511,309	1,511	367,528
199,9	2,4	506,143	246,806	23251,352	23,251	24777,429	24,777	1630,870	1,631	1511,245	1,511	366,312
201,0	1,3	506,445	246,590	22811,443	22,811	24975,930	24,976	1896,283	1,896	1511,188	1,511	365,188
201,5	1,3	506,445	246,590	22811,443	22,811	24975,930	24,976	1896,283	1,896	1511,188	1,511	365,188

FIGURA 4. MODELACIÓN DINÁMICA - OXÍGENO DISUELTO

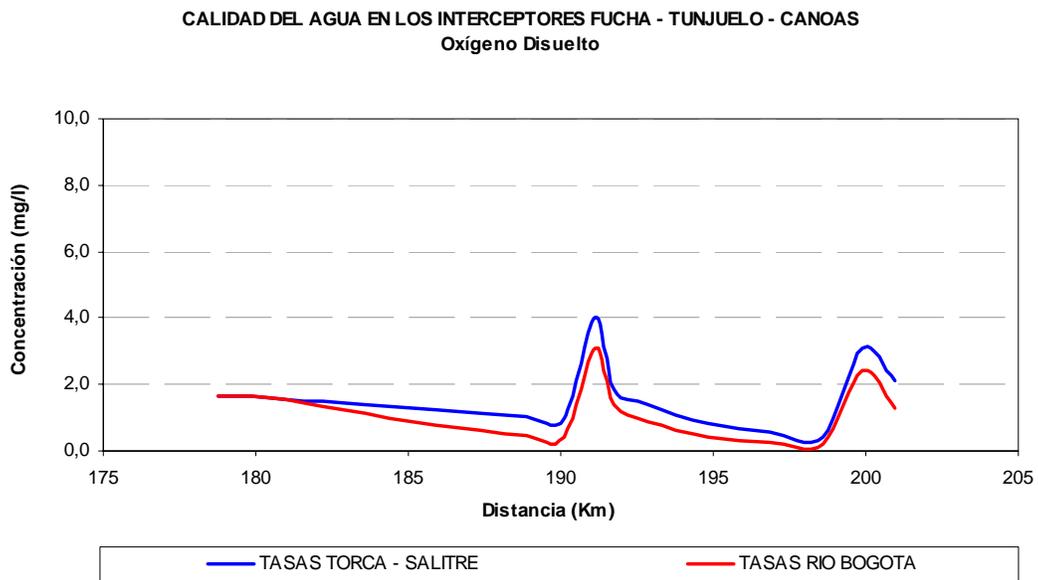


FIGURA 5. MODELACIÓN DINÁMICA - DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

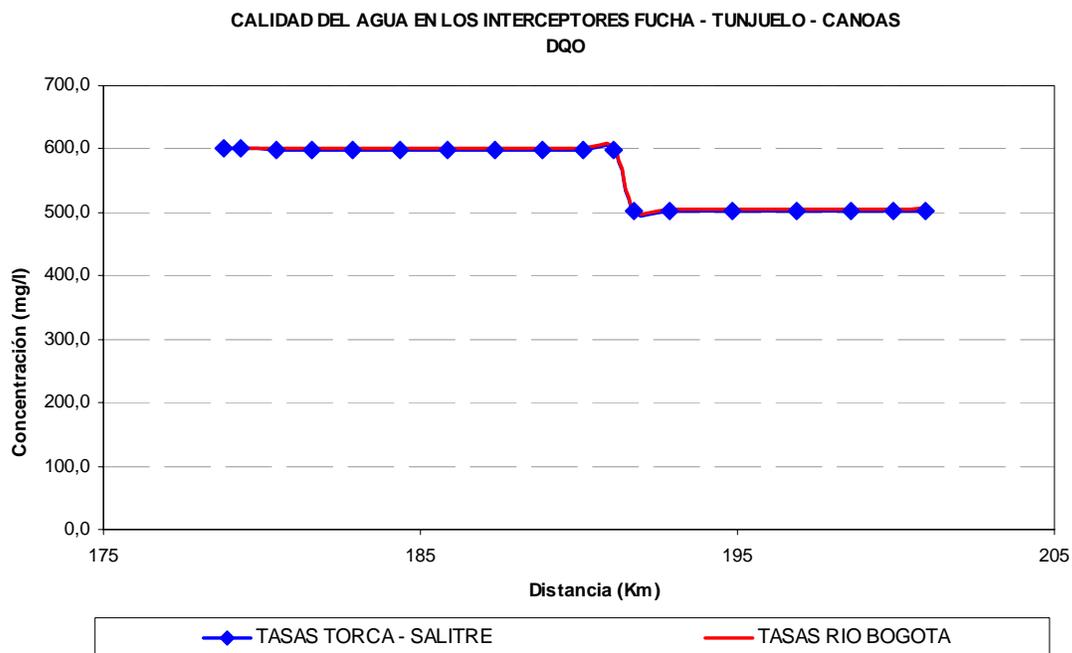


FIGURA 6. MODELACIÓN DINÁMICA - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

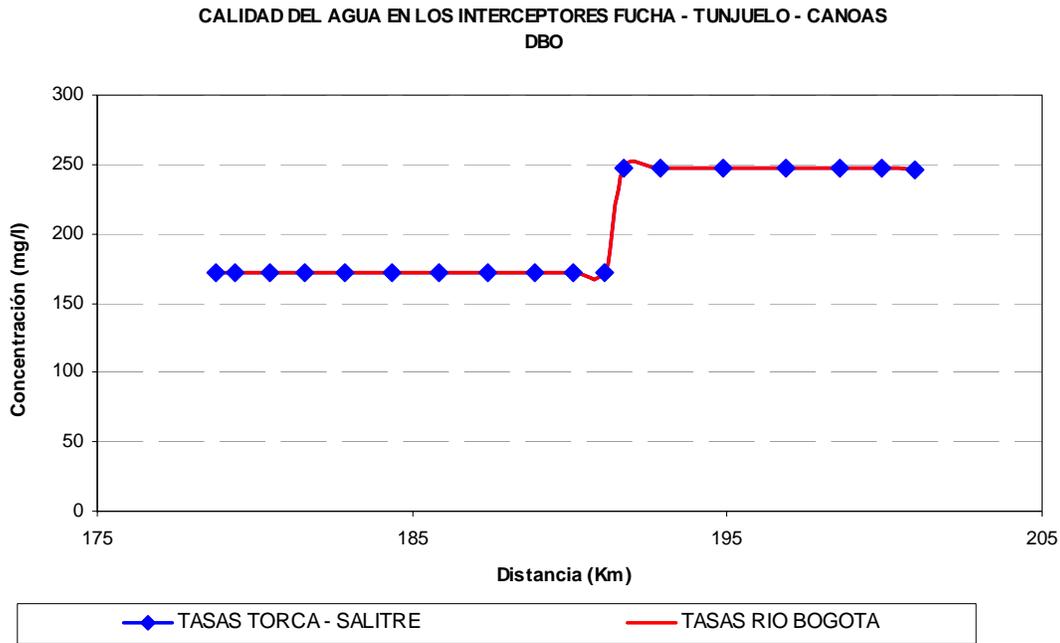


FIGURA 7. MODELACIÓN DINÁMICA - NITRÓGENO ORGÁNICO

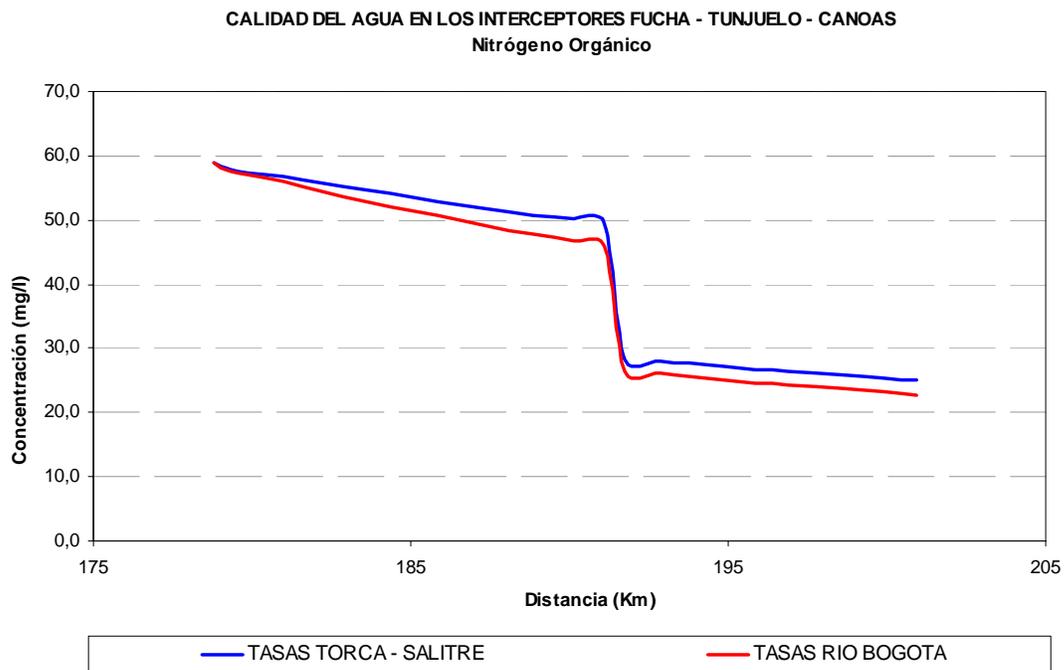


FIGURA 8. MODELACIÓN DINÁMICA - NITRÓGENO AMONICAL

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Amonio

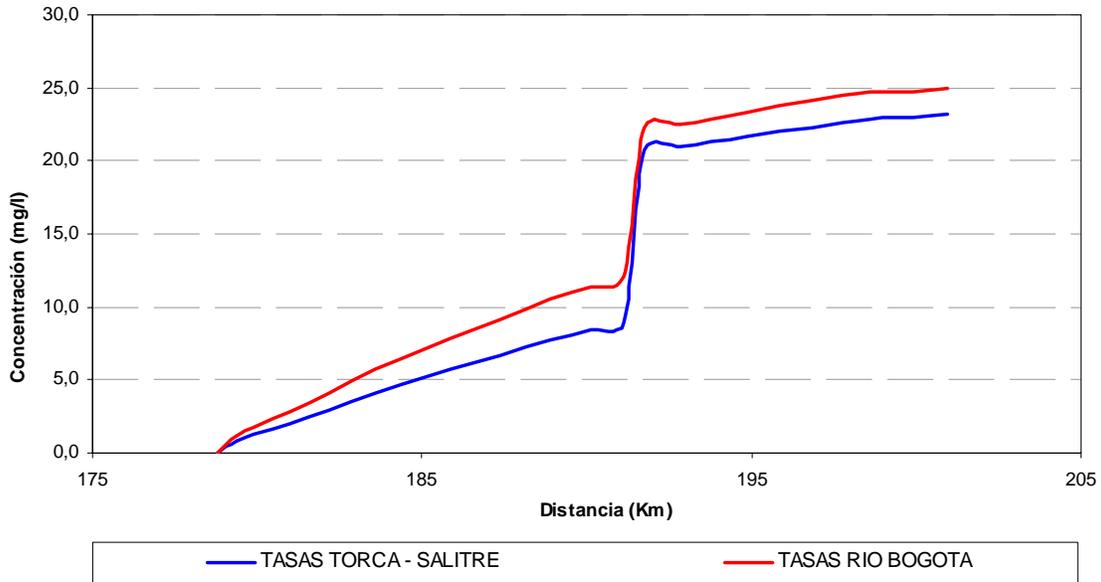


FIGURA 9. MODELACIÓN DINÁMICA - NITRATO

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Nitrato

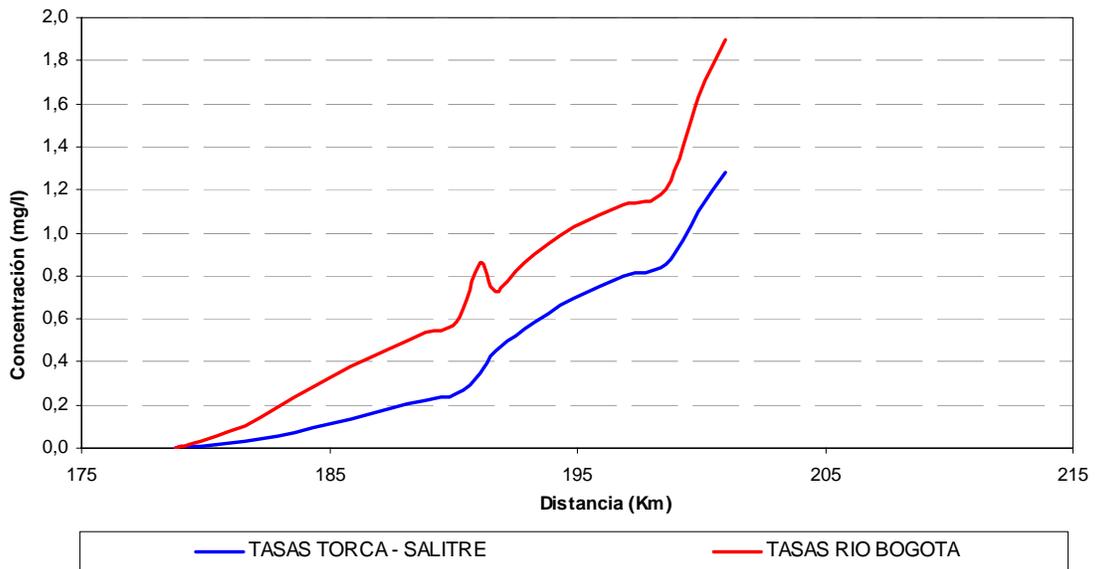


FIGURA 10. MODELACIÓN DINÁMICA - FÓSFORO TOTAL

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
Fósforo Total

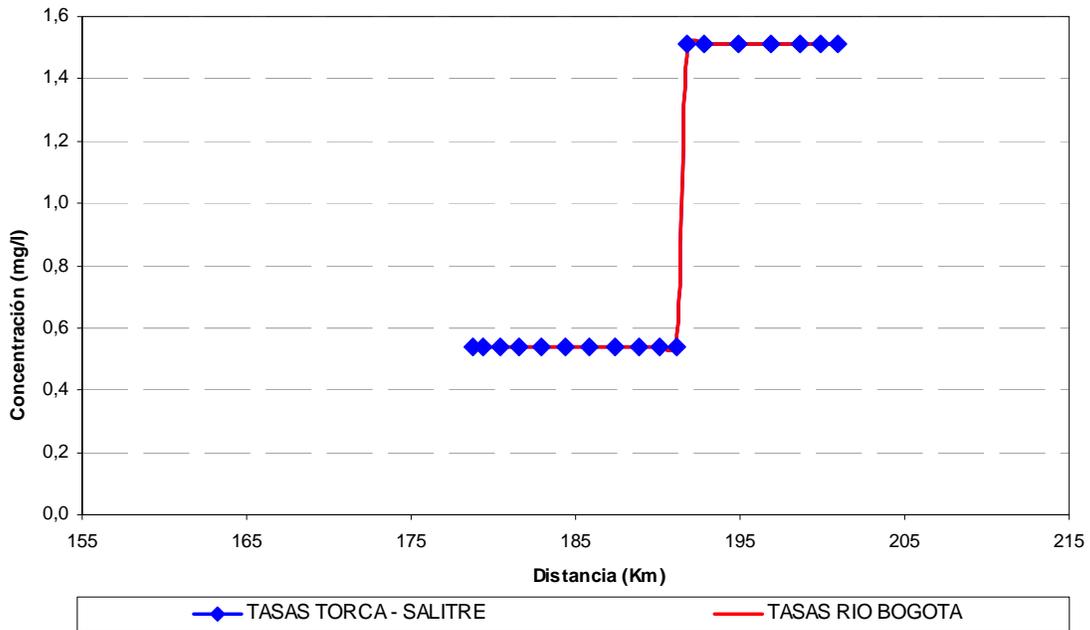


FIGURA 11. MODELACIÓN DINÁMICA - SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

CALIDAD DEL AGUA EN LOS INTERCEPTORES FUCHA - TUNJUELO - CANOAS
SST

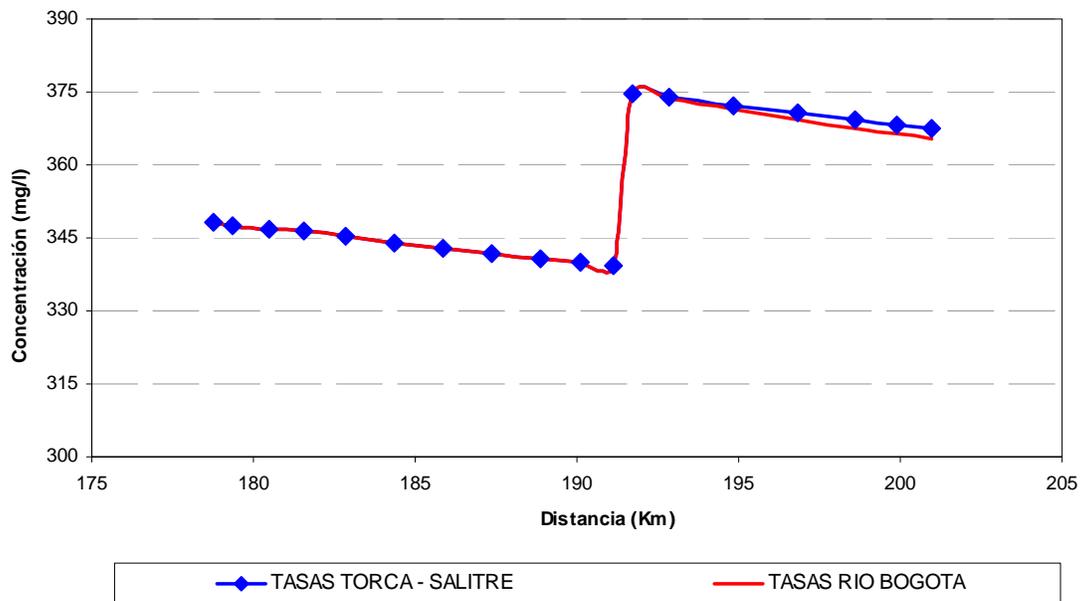


FIGURA 12. BANDAS DE CONFIANZA OXÍGENO DISUELTO

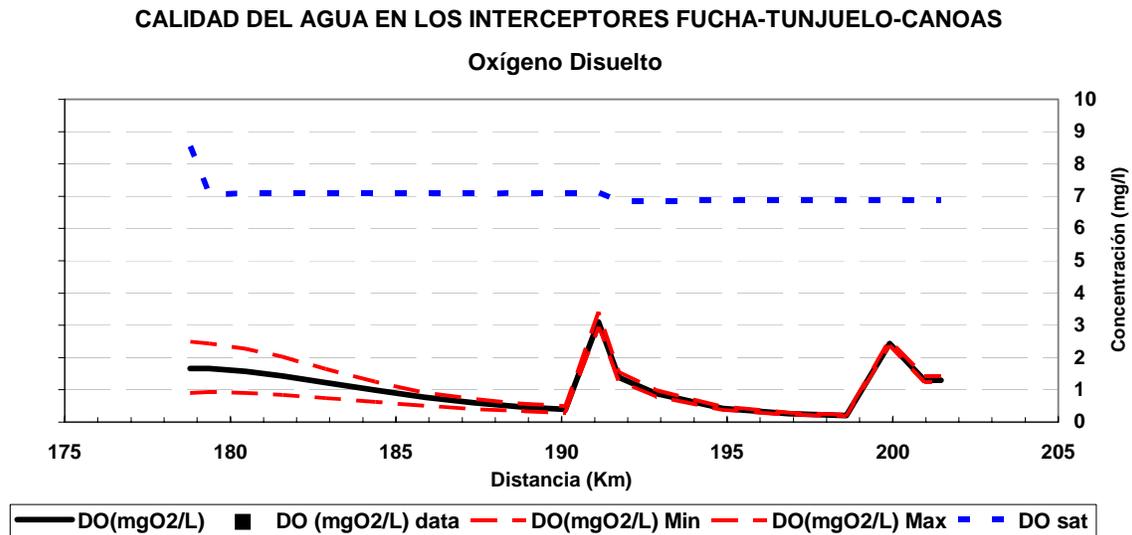


FIGURA 13. BANDAS DE CONFIANZA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

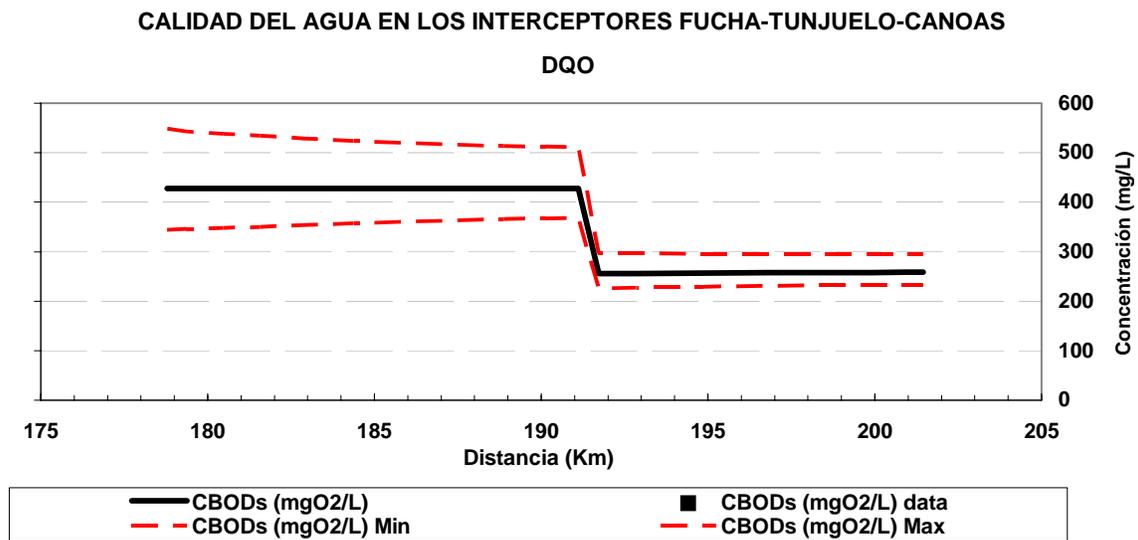


FIGURA 14. BANDAS DE CONFIANZA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

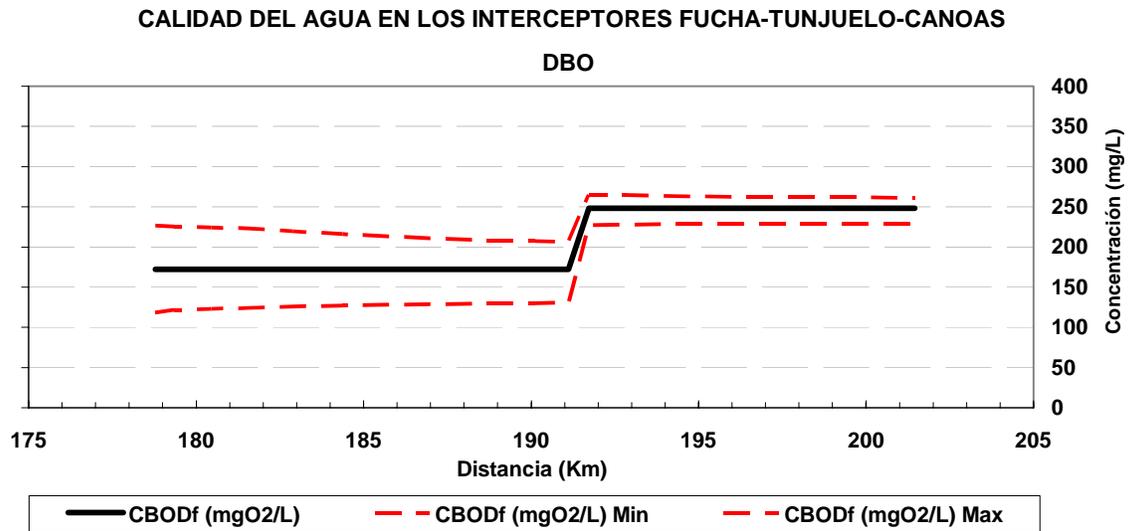


FIGURA 15. BANDAS DE CONFIANZA NITRÓGENO ORGÁNICO

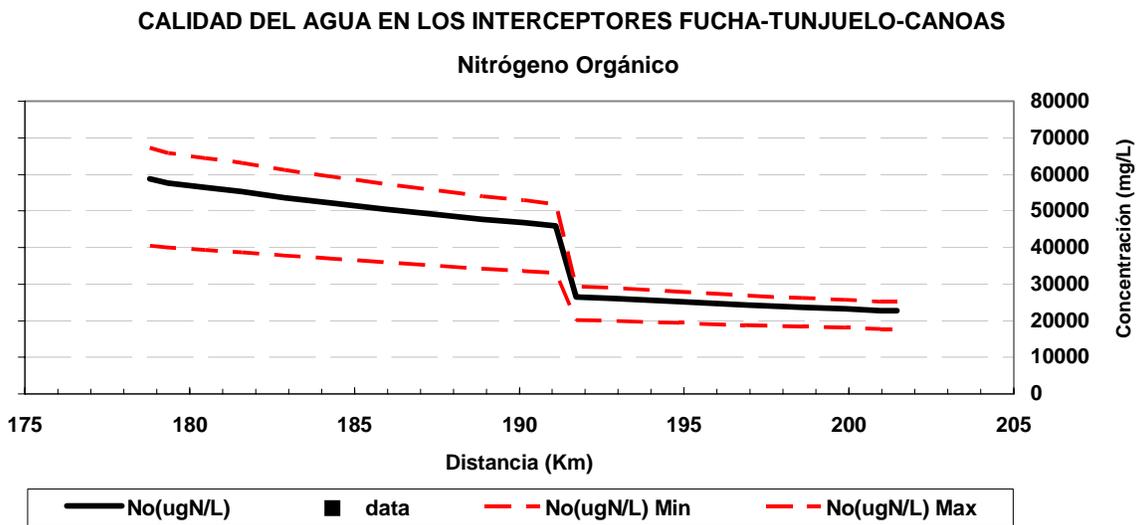


FIGURA 16. BANDAS DE CONFIANZA NITRATO

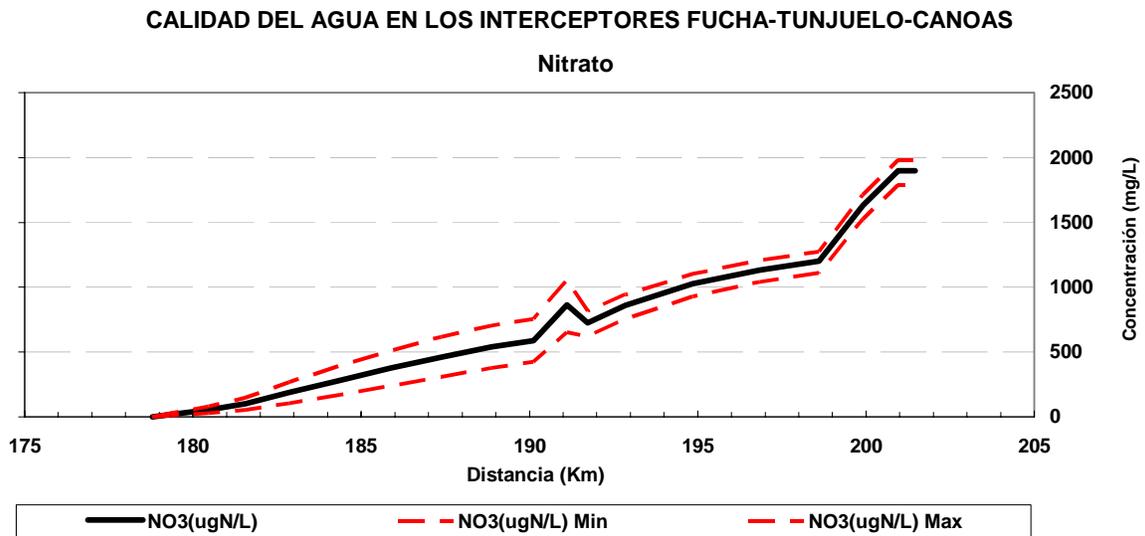


FIGURA 17. BANDAS DE CONFIANZA FÓSFORO TOTAL

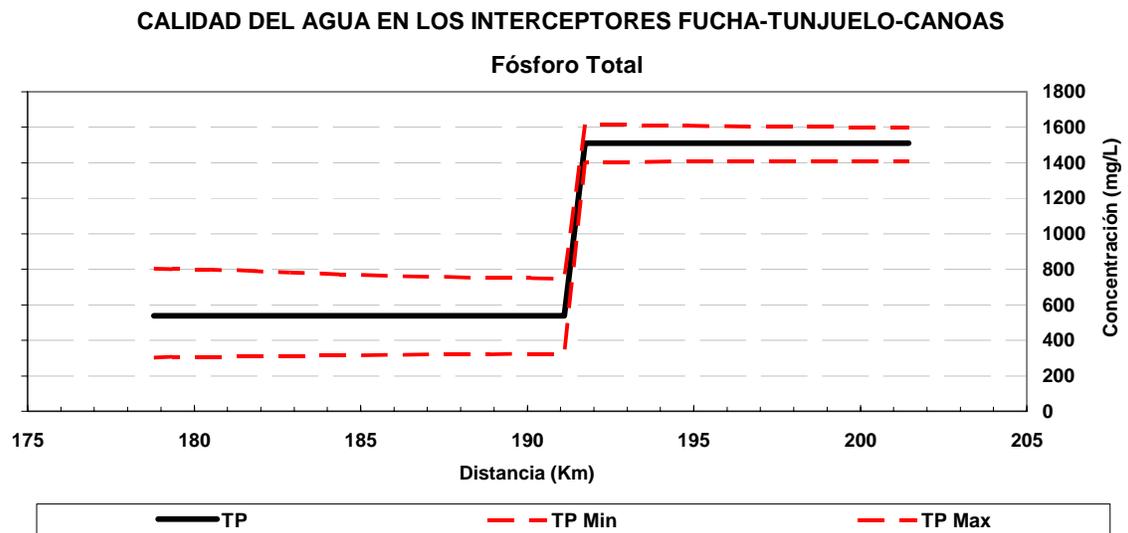
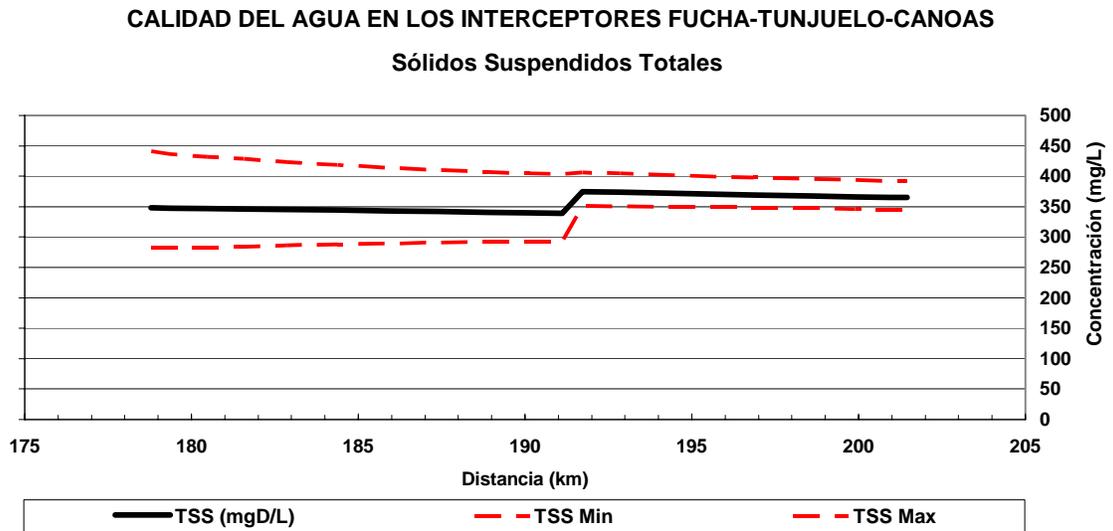


FIGURA 18. BANDAS DE CONFIANZA SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES





- POZOS DE TRABAJO Ø12.0m
- POZOS DE SALIDA Ø8.0m
- POZOS DE INSPECCION Ø3.70m
- POZOS DE INSPECCION Ø3.95m
- POZOS DE INSPECCION Ø4.00m
- POZOS DE INSPECCION Ø4.25m
- CAJA 4.25m x 4.25m
- CAJA 1.50m x 10.68m

