

# EVALUACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL RÍO FRÍO SOPORTADA EN EL QUAL2K Versión 2.07

## EVALUATION OF ORGANIC MATTER IN THE COLD RIVER SUPPORTED IN QUAL2K version 2.07

JORGE VIRGILIO RIVERA GUTIRREZ

*M.Sc., Docente Investigador Grupo GRIMAT, Unidades Tecnológicas de Santander - UTS, jorgevirgilio@gmail.com*

Recibido para revisar Abril 26 de 2011, aceptado Septiembre 8 de 2011, versión final Septiembre 10 de 2011

**RESUMEN:** El presente artículo estudia el comportamiento de la materia orgánica como carga contaminante en la zona más impactada del río Frío ubicada al sur occidente del Departamento de Santander. El modelamiento condiciona una calibración para minimizar el error paramétrico de las variables que soportan la degradación de la carga orgánica. La información del sistema hidrogeométrico, oxígeno disuelto, carbono, nitrógeno, patógenos y variables meteorológicas son necesarias para el modelamiento. El error paramétrico es calculado aplicando el algoritmo de Monte Carlo y la probabilidad de incertidumbre generalizada, GLUE, sigla inglesa que significa (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation). Los parámetros o tasas cinéticas presentan un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) promedio de 0.88 y las variables 0.92. El estudio de la simulación muestra como 61.9 ton.d<sup>-1</sup> de carga orgánica vertidas por 38,3000 habitantes de Floridablanca y Bucaramanga, acumulan en el río 16.85 ton.d<sup>-1</sup> generando cambios en el balance del oxígeno disuelto como resultado del aumento del carbono y nitrógeno orgánico.

**PALABRAS CLAVE:** Materia orgánica, modelamiento, Qual2k V2.07, calibración

**ABSTRACT:** This paper studies the dynamics of organic matter and pollutant load in the most impacted the Frio river located south west of Santander Department. The modeling conditions to minimize the calibration error of parametric variables that support the degradation of the organic load. Hidrogeométrico system information, dissolved oxygen, carbon, nitrogen, pathogens, and weather variables necessary for modeling. The parametric error is calculated using the Monte Carlo algorithm and the likelihood of widespread uncertainty, GLUE, (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation). Rates kinetic or parameters display a coefficient of determination ( $R^2$ ) average of 0.88 and 0.92 for variables. The simulation study shows how 61.9 ton.d<sup>-1</sup> organic load discharged by 38,3000 people in Floridablanca and Bucaramanga, accumulate in the river 16.85 ton.d<sup>-1</sup> changes generating in the balance of dissolved oxygen as a result of increased carbon and organic nitrogen.

**KEY WORDS:** Organic matter, modeling, Qual2k v2.07, calibration.

### 1. INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del agua comprende dos componentes el carbono y nitrógeno orgánico. Según Chapra, [1] la estequiometría de cada componente se oxida a diferentes tasas y el resultado de la cuantificación del oxígeno consumido en el agua, se le denomina “Demanda Bioquímica de Oxígeno 5 días”  $DBO_5$ .

Modelar la  $DBO_5$  en el río exige la determinación del error paramétrico de 10 tasas cinéticas o parámetros evaluados con el criterio de error cuadrático (SSE) y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ). El modelo Qual2k evalúa la cinética de oxidación e hidrólisis del carbono y nitrógeno así como el decaimiento de patógenos. El

estudio de las tasas cinéticas requiere la realización de pruebas de campo y de laboratorio para establecer los rangos de validación en el río.

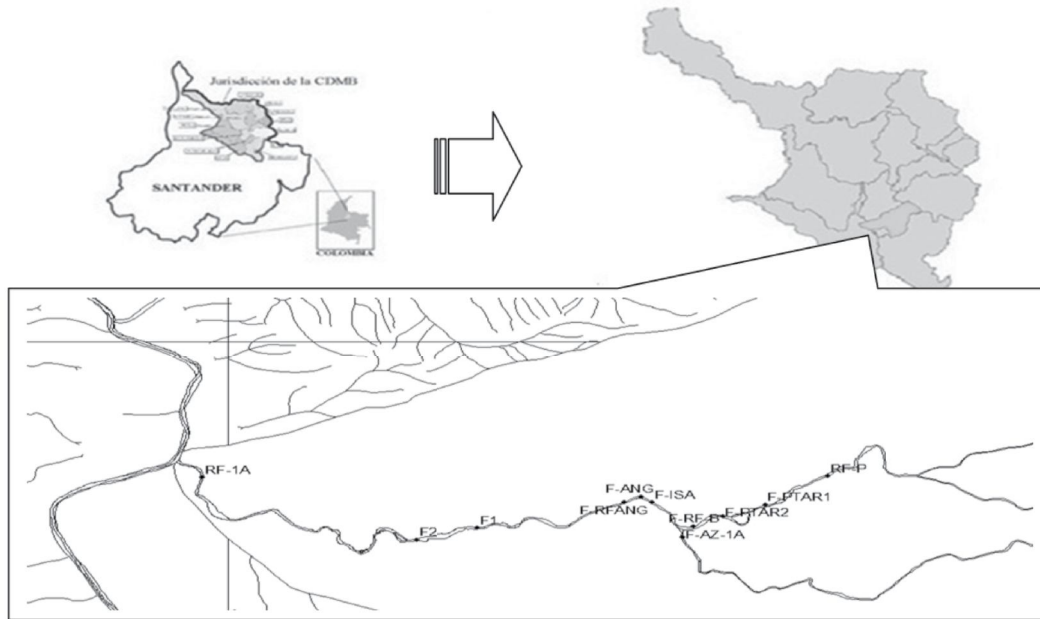
Conocer la forma como se transporta la carga orgánica en el río, es otro tema de estudio del presente artículo. Se pretende establecer como se genera una alternativa de diagnóstico hidrológico basado en la modelación del impacto de la materia orgánica en un río de montaña.

### 2. MATERIALES Y MÉTODOS

El modelo dinámico unidimensional Qual2k versión 2.07, simula la hidrodinámica de calidad del agua en

ríos y arroyos de bajo caudal, asume zonas anóxicas y tramos longitudinalmente heterogéneos, maneja tributarios, fuentes puntuales y difusas. La EPA, (U.S. Environmental Protection Agency) lo aprobó en el 2007 y lo validó en el arroyo “Southampton” en el Condado de Montgomery y Bucks, en Pennsylvania, USA en el 2008 [2]. En Colombia, fue validado en el río Bogotá [3].

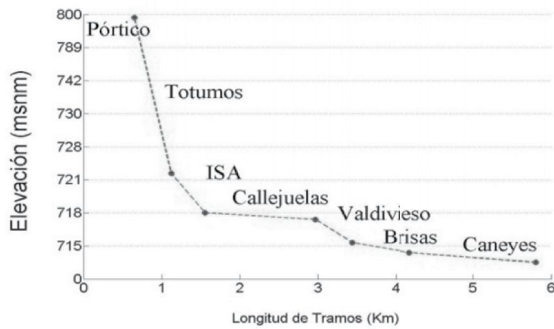
El segmento hidráulico de estudio se encuentra ubicado entre el Municipio de Floridablanca y Girón en los meridianos 73° 3' y 73° 9' de longitud y los paralelos 7° 3' 40.93" y 7° 3' 58.78" de latitud norte en el Departamento de Santander, Colombia con una longitud de 5.8 km, de un total de 31.5 km. La cabecera se localiza en la estación limnimétrica “el pórtico” y la parte final del canal modelado en la confluencia con el río de Oro, denominado “Caneyes” en el Municipio de Girón (ver Figura 1).



**Figura 1.** Segmento hidráulico de estudio, microcuenca río Frío

De acuerdo a la figura 2, el perfil longitudinal presenta una pendiente inicial de 7% y otra final de 1% en la zona baja del segmento, esto permite la disminución de la velocidad y una baja reaireación.

El proceso de investigación comenzó con la evaluación del modelo, estableciendo el fenómeno o variable a simular y determinando las tasas cinéticas de oxidación e hidrólisis de la carga orgánica. Fueron necesarios 6 monitoreos para captar la información fisicoquímica, hidrobiológica, microbiológica y meteorológica del segmento hidráulico. El modelamiento de la DBO condicionó la calibración de las tasas cinéticas y el estudio de la forma de transporte de la carga orgánica, basado en la aplicación de un trazador conservativo de cloruro de sodio NaCl, con el fin de validar el coeficiente de dispersión longitudinal, el tiempo de viaje y la capacidad de dilución del río.



**Figura 2.** Perfil longitudinal y transversal del segmento del río Frío

Se realizó una discretización de 7 tramos dentro de los cuales existen 5 vertidos, 1 dilución y 1 abstracción clandestina, con la cual se balancea un caudal de 2.03 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> al final del segmento.

La toma de muestras se realizó en época de estiaje (mayo 2009) cumpliendo con las normas de la OMM 168 [4], IDEAM e ICONTEC [5]. En el monitoreo se tuvo en cuenta el tiempo de viaje del río, para la determinación de la Cf (DBO carbonacea rápida) fué preservada de la nitrificación y filtrada para oxidar la materia orgánica disuelta, las muestras enteras se utilizaron para determinar el nitrógeno oxidable y los patógenos.

Para determinar el punto de monitoreo se desarrollaron campañas de inspección aplicando un trazador conservativo (NaCl) con el fin de determinar el tiempo de viaje y capacidad de dilución del río. Con la finalidad de evitar errores en la valoración del constituyente, la muestra se tomó en el centro del tramo y se evaluó durante 24 horas la cabecera y último tramo, con el fin de recoger una muestra representativa del segmento.

Se examinó la oxidación del carbono orgánico del agua por medio del ensayo de la DBO<sub>5</sub>, aplicando filtración a 0.45 µm e inhibición de nitrógeno, mientras que la Cs (DBO carbonacea lenta) era una muestra entera e inhibida. Con respecto al nitrógeno, se validó la hidrólisis del nitrógeno orgánico a amonio y la oxidación del amonio a nitrito y nitrato [6].

La tasa de desoxigenación se evaluó implementando la incubación a 20°C con muestras inhibidas y filtradas encapsuladas en botellas winkler durante 24 días. Se aplicó el método de mínimos cuadrados para establecer la tasa decreciente de oxígeno [7]. El cálculo con la fórmula empírica de O'Connors, resultó ser la más ajustada a la zona. La decadencia de patógenos se estableció de acuerdo al cambio de concentración en el perfil longitudinal del río. La calibración se realizó aplicando el algoritmo matemático de Monte Carlo y la matriz de probabilidad GLUE, [8] con una banda de confianza entre los percentiles 5 y 95 en 7 estaciones de observación, (ver Tabla 1)

**Tabla 1.** Tramos en el río Frío

Nº	Tramos	Abscisado (km)
I	Pórtico	RF 5.8 - RF 5.2
II	Totumos	RF 5.2 - RF 4.7
III	ISA	RF 4.7 - RF 4.3
IV	Callejuelas	RF 4.3 - RF 2.8
V	Valdivieso	RF 2.8 - RF 2.4
VI	Brisas	RF 2.4 - RF 1.6
VII	Caneyes	RF 1.6 - RF 0.0

### 3. MODELAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA

El comportamiento de la concentración contaminante en un río dependerá de la cantidad de contaminante, el flujo (vertido y río), el volumen de agua, el coeficiente de dispersión longitudinal, la carga contaminante y los mecanismos de transferencia de masas [2]. La oxidación y sedimentación de la materia orgánica genera demandas de oxígeno en la columna de agua y el bento. La validación del carbono orgánico se logra calculando la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea DBOC y el carbono orgánico total (COT) particulado y disuelto. El carbono inorgánico se valida por medio del bicarbonato ( ) y el carbonato ( ) presente en la columna de agua como consecuencia del arrastre de material calcáreo o asimilación del CO<sub>2</sub> atmosférico contaminante. El nitrógeno es degradado de acuerdo a las reacciones de amonificación, nitrificación y desnitrificación secuencial, limitada por la cantidad de oxígeno disuelto en la columna de agua y el sedimento.

La simulación requiere de información hidrológica, química y meteorológica en el canal y las fuentes puntuales que intervienen en la degradación. El modelo aplica una solución analítica de diferencias finitas tipo Euler definidas por la hidrogeometría del canal. Se asume la materia orgánica en la fase disuelta y particulada expresada como DBOC (de reacción lenta y rápida), además las diferentes fracciones de nitrógeno presentes en la descomposición orgánica. La modelación identifica zonas de impacto en tiempo y espacio, aplicando fuentes puntuales o difusas para analizar los impactos que ocasiona la variación en la concentración del carbono y nitrógeno orgánicos, identificadas en el modelo como variables de entrada [9].

La base del cálculo del transporte de la masa contaminante, se logra aplicando la integración numérica en tiempo y espacio para cada parámetro de calidad del agua. Esta ecuación incluye los efectos de advección, dispersión, dilución, reacciones de los componentes e interacciones, fuentes y vertimientos de Floridablanca y Bucaramanga [10].

Para todo contaminante C, esta ecuación puede escribirse como:

$$\frac{\delta c}{\delta t} = \frac{\partial (A_c E \frac{\partial c}{\partial x})}{A_c \partial x} - \frac{\partial (A_c U c)}{A_c \partial x} + \frac{dc}{dt} + \frac{s}{V} \quad (1)$$

Donde,  $A_c A_c$  es el área de la sección transversal ( $L^2$ );  $EE$  es el coeficiente de dispersión ( $L^2T^{-1}$ );  $\frac{dcdc}{dt dt}$  los cambios en componentes como el crecimiento y consumo ( $LT^{-1}$ );  $ss$  son las fuentes externas o vertidos ( $MT^{-1}$ ) donde,  $M$  es la masa ( $M$ );  $L$  es la distancia ( $L$ );  $T$  es el tiempo y  $C$  es la concentración ( $ML^{-3}$ ).

Como  $M = V * CM = V * C$ , se puede decir que

$Vx = Ax * dxVx = Ax * dx$ , que es el incremento del volumen ( $L^3$ ). Si consideramos que el flujo en la corriente es estacionario  $\frac{\delta Q}{\delta t} = 0 \frac{\delta Q}{\delta t} = 0$ , entonces  $\frac{\delta V}{\delta t} = 0 \frac{\delta V}{\delta t} = 0$ .

El término  $\frac{\delta c \delta c}{\delta t \delta t}$  es el gradiente local de concentraciones. Este último incluye el efecto de los cambios en los componentes, así como dispersión, advección, fuentes/vertidos y diluciones. Bajo condiciones de estado estacionario la derivada local es cero, es decir la  $\frac{\delta c}{\delta t} = 0$ , los cambios incluyen las reacciones químicas y biológicas y las interacciones que ocurren en la corriente, por ejemplo la reaeración, respiración y fotosíntesis de algas y decaimiento de coliformes. El modelo considera que el régimen hidráulico de la corriente es estado estacionario  $\frac{\delta c \delta c}{\delta t \delta t} = 0$ , por lo tanto el balance hidrológico para un elemento computacional puede escribirse como:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = (Q_x)_i \left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = (Q_x)_i \quad (2)$$

Donde  $(Q_x)_i$  es la suma de los afluentes externos y aprovechamientos para dicho elemento. Esto indica que el caudal de aprovechamiento en el canal es fundamental para realizar el balance de masa de la carga contaminante del río.

Los procesos de dispersión de la materia disuelta, la sedimentación de la fracción particulada representada por detritos y sólidos suspendidos, la volatilización o difusión de la fracción disuelta al sedimento y viceversa generando flujos gaseosos son los fenómenos que se llevan a cabo durante la degradación de la materia orgánica. La volatilización y los flujos gaseosos no se tienen en cuenta para esta investigación.

El modelo describe la materia orgánica con una estequiometría definida respecto a la relación entre la

materia en base seca (D) el carbono (C), el nitrógeno (N), el fósforo (P) y las algas (A) presentes en el agua del río (Ec. 3).

$$100 \text{ gD} : 40 \text{ gC} : 7200 \text{ mgN} : 1000 \text{ mgP} : 1000 \text{ mgA} \quad (3)$$

La  $C_s$ , se aumenta por medio de la dilución de los detritos o materia orgánica particulada (MOP) y se disminuye por medio de la hidrólisis y oxidación de la  $C_f$ , la cual, se gana por la pérdida de la lenta y se pierde por medio de la oxidación. La fase particulada se compone de dos constituyentes que son los detritos y las algas de la columna de agua (Fitoplancton). La demanda bioquímica de oxígeno total sería la sumatoria de la demanda generada por el carbono y el nitrógeno orgánico, así:

$$DBO_{Total} = DBOCU + DBON \quad (4)$$

$$DBOCU = C_s + C_f \quad (5)$$

Donde:

$$C_f = DBO_5 \text{ filtrada, inhibida} \quad (6)$$

$$C_s = DBOCU - C_f \quad (7)$$

La carbonacea última se calcula con base a la tasa de desoxigenación en botella.

$$DBOCU = \frac{DBO_5}{1 - e^{-K_1 * 5}} \quad (8)$$

Donde,  $DBO_5$  es la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea inhibida y filtrada al quinto día en ( $mg O_2 \cdot L^{-1}$ ), y  $K_1$  es la tasa de desoxigenación en la botella Winkler.

#### 4. CALIBRACIÓN DEL MODELO

El ajuste paramétrico del modelo se evalúa con el método de probabilidad de incertidumbre generalizada, GLUE. El método estadístico se complementa con una herramienta matemática que aplica las *simulaciones de Monte Carlo* por medio del software MCAT [11].

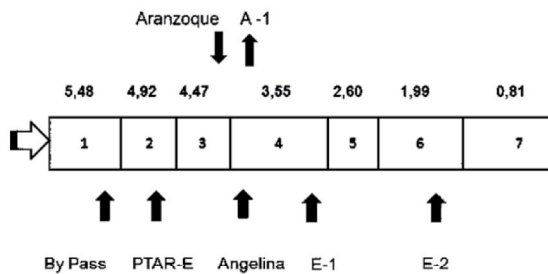
La metodología GLUE consiste en una serie de simulaciones que optimizan el valor de la tasa o "parámetro" determinado, para simular el fenómeno natural en el río. Los criterios a ser considerados son:

la sumatoria del cuadrado de los errores (SSE) y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ). Para estimar el error paramétrico se elaboraron 4 matrices denominadas: pars, obs, mct y crit. La matriz “pars” expresa los parámetros a calibrar, posee un tamaño de [1000x10] y contiene el valor aleatorio de la tasa cinética escogida para simular el proceso oxidativo de la materia orgánica (ver tabla 2). Se escogieron 10 tasas para el estudio.

**Tabla 2.** Tasas ideales de modelación

Parámetro	K d <sup>-1</sup>	R <sup>2</sup>	sse
Hidrolisis de Cs	0.3	0.89	448
Oxidación de Cs	5.1	0.97	1.09
Oxidación de Cf	3.1	0.97	1.09
Hidrólisis de N orgánico	0.4	0.98	2.23
Nitrificación de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1.3	0.97	1.39
Decaimiento de Coli Fecal	1.0	0.94	6E4

La matriz “obs” establece el vector con los valores de concentraciones de las variables observadas en campo, ubicadas en las 7 estaciones de monitoreo en el río (ver figura 3) de tamaño de [1x67].



**Figura 3.** Fuentes Puntuales del Segmento hidráulico

La matriz “mct” describe los datos simulados para cada una de las 7 variables escogidas, el tamaño es de [1000x67]. Finalmente la matriz “crit” representa los dos criterios establecidos para definir el ajuste paramétrico del modelo, éstos son *sse* y  $R^2$ , el tamaño de la matriz es [1000x2]. La matriz “sse”, representa la sumatoria del cuadrado de los errores y es calculado con la siguiente ecuación:

$$sse = \sum (Dato_{obs} - Dato_{mod})^2 \quad (9)$$

El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) es calculado por medio de la relación entre la varianza de los datos aceptados y la varianza total. Las ecuaciones para calcular son:

$$R^2 = \frac{Var_{sse}}{Var_{obs}} \quad (10)$$

También se puede expresar como:

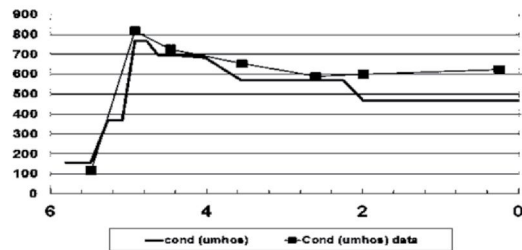
$$R^2 = 1 - \frac{\sum (obs_i - mod_i)^2}{\sum (obs - \overline{obs})^2} \quad (11)$$

Donde,  $obs_i$  es la concentración observada en el punto (i);  $mod_i$  es la concentración modelada en el punto (i) y  $\overline{obs}$  es la concentración media observada en el punto del tramo (i). La tendencia de ajuste de cada parámetro se produce cuando el error *sse* se aproxima a cero y el  $R^2$  a uno.

### 5. RESULTADOS

El abscisado se realiza contrario al recorrido del río, ya que las condiciones de modelación exigen que la ubicación aguas abajo sea inferior a la de la cabecera, como se ilustra en la Tabla 1.

La capacidad de dilución del río se evaluó preliminarmente mediante la validación de la conductividad en los 7 tramos, ilustrada en la figura 4. El incremento de la conductividad aguas abajo del primer tramo, permite mostrar el impacto orgánico mantenido hasta la confluencia con río de Oro.



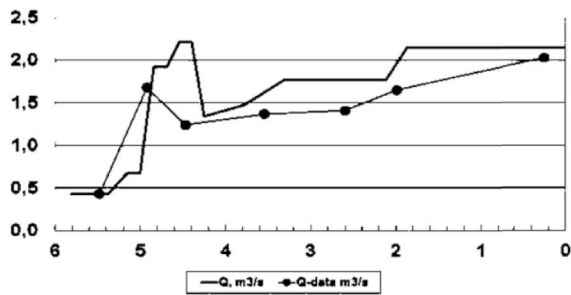
**Gráfica 1.** Distribución de la conductividad río Frío

El coeficiente de dispersión longitudinal es una característica hidráulica importante que se debe considerar para establecer el poder difusivo y advectivo de un contaminante. En el canal se detectó un bajo coeficiente de dispersión que oscila entre 0.34 y 20  $m^2.s^{-1}$ . La dispersión es directamente proporcional a la velocidad media que presenta un valor de 0.4  $m.s^{-1}$ . En los tramos I, III, IV y VII se detectó descensos de la velocidad a 0.2  $m.s^{-1}$  y dispersiones de 0 a 2  $m^2.s^{-1}$ ,



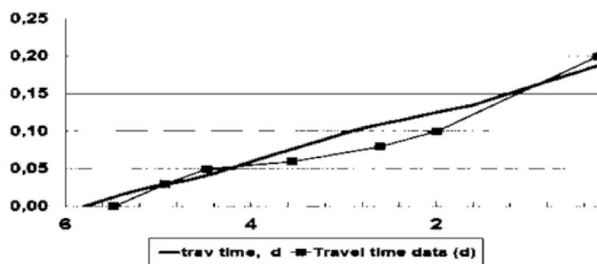
estas dispersiones son bajas comparadas con otros ríos de montaña que superan los  $50 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ , como es el caso del río Bogotá.

El caudal inicial de  $0.43 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  se aumenta a  $2.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , esto permite un aumento en el balance hidráulico de  $1.63 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  debido a los afluentes contaminantes domésticos. Las secciones transversales oscilaron entre  $1.8$  y  $6.9 \text{ m}^2$  de área, permitiendo que el río tenga zonas húmedas amplias donde se expande la corriente disminuyendo la profundidad y la velocidad. El caudal perdido es calculado en  $0,87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  como consecuencia de la extracción clandestina y la evaporación, ya que la temperatura oscila entre  $28$  y  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  en la zona (ver figura 5).



Gráfica 2. Balance hidráulico del río

El tiempo de viaje es de 0.18 días (4.3 h) y presenta una pendiente  $<1.2\%$  con pequeñas piscinas para extraer el material de arrastre (ver figura 6).



Gráfica 3. Tiempo de viaje del segmento en el río

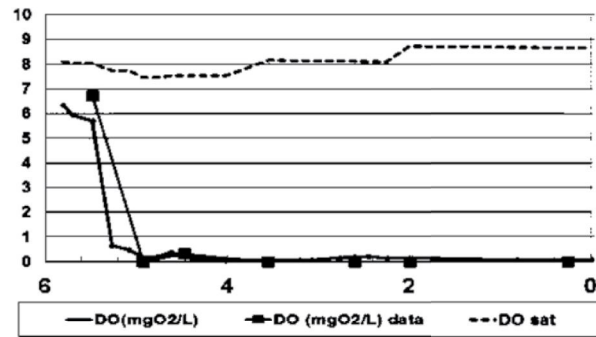
Las tasas cinéticas escogidas para la calibración del modelo fueron 10, sin embargo las más relevantes para la investigación se ilustran en la tabla 2.

El ajuste paramétrico que presentan las 7 variables se ilustran en la tabla 3 y son validadas con el criterio del coeficiente de determinación  $R^2$ .

Tabla 3. Ajuste de Variables

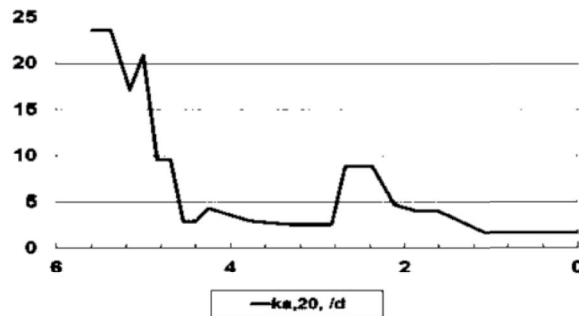
Variable Estado	R <sup>2</sup>	sse
Oxígeno Disuelto	0.972	1.09
DBOC rápida	0.973	1.59E3
Nitrógeno Total	0.988	2.23E7
Fósforo Total	0.813	8.1E6
Fósforo Soluble	0.922	2.82E6
Amonio	0.968	1.39E8
Materia Orgánica Particulada	0.885	448
Sólidos suspendidos Inorgánicos	0.814	350
Coliformes Fecales	0.947	5.91E4

El comportamiento del oxígeno disuelto no tiene un balance positivo, por el contrario existe una pérdida del 95% aun cuando en la zona la saturación de oxígeno alcanza los  $8 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ . El oxígeno no superó los  $0.5 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  aguas abajo del primer tramo (ver figura 7).



Gráfica 4. Oxigenación en el río Frío

La tasa de reaireación del río se promedió en  $5\text{d}^{-1}$  en los 6 tramos abajo del pórtico, donde se registra una tasa de  $25\text{d}^{-1}$ . La ecuación utilizada fue la establecida por O'Connors- Dobbins. Se experimentó modelar la tasa de reaireación con con la ecuación de Tsivoglou – Neal pero no se obtuvieron datos acordes con las condiciones reales. El comportamiento de la tasa es la siguiente:



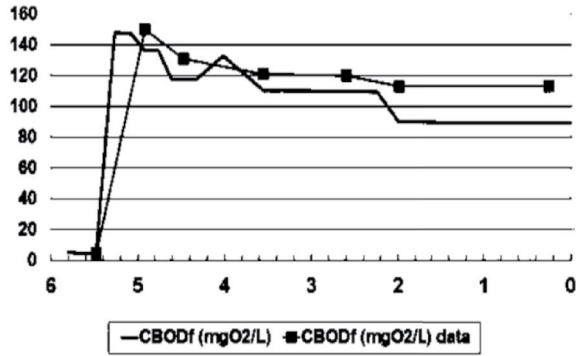
Gráfica 5. Tasa de reaireación modelada

Los ríos impactados por materia orgánica permiten un máximo de  $DBO_5$  de  $6 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  y  $DQO$  de  $30 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  para uso doméstico o pecuario [12].

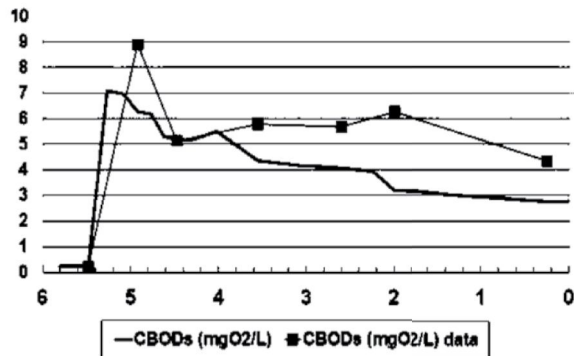
La  $DBO_5$  entera, sin inhibir en promedio en el río aguas abajo del primer vertido fue de  $130 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  y La  $DQO$  se fijó en promedio de  $450 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  especialmente en los tramos totumos y caneyes, es decir un 10% más de lo establecido en la norma (ver figura 9 y figura 10).

La materia orgánica particulada presente en el río, se valida en una concentración promedio de  $50 \text{ mgL}^{-1}$  siendo un registro elevado ya que representa un 60% de la  $DBOC$  rápida (ver figura 11).

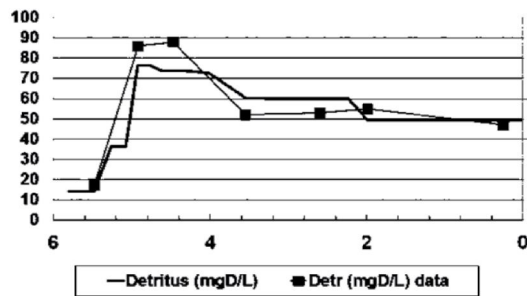
El IDEAM, propone la presencia nitrógeno amoniacal en ríos para uso doméstico en concentraciones de  $0.04 \text{ mgNL}^{-1}$ ,  $10 \text{ mgNL}^{-1}$  como nitritos y  $1 \text{ mgNL}^{-1}$  como nitratos. El nitrógeno total promedio en los ríos de Colombia es de  $65 \text{ mgNL}^{-1}$ , de los cuales  $43.4 \text{ mgNL}^{-1}$  como nitrógeno orgánico y  $21.6 \text{ mgNL}^{-1}$  nitrógeno amoniacal. Comparando estos datos con la situación del río Frío es posible establecer una concentración moderada de nitrógeno orgánico en el canal mezclado, ya que la máxima concentración en el río Frío es de  $14 \text{ mgNL}^{-1}$  [12] (ver figura 12).



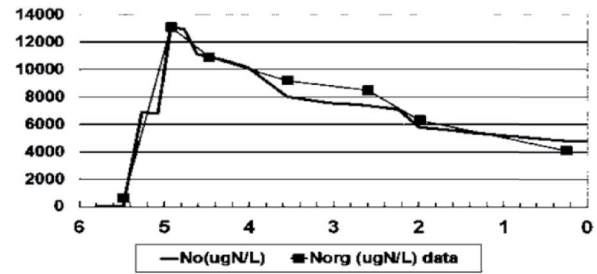
Gráfica 6. Calibración de la DBOC rápida en el río Frío



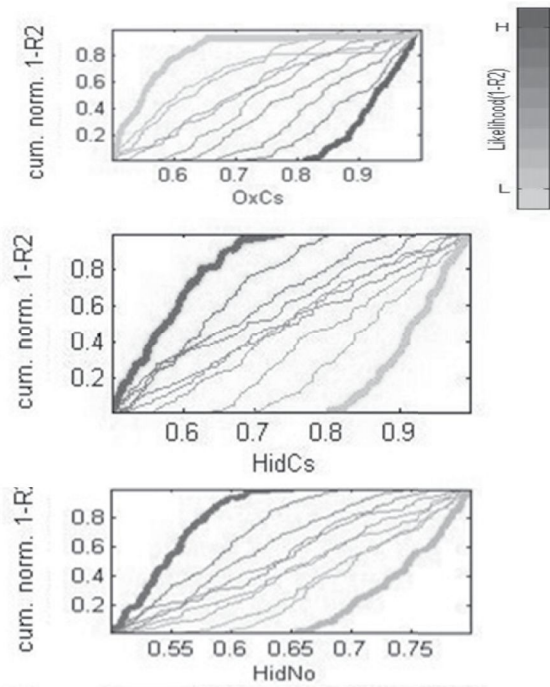
Gráfica 7. Calibración de la DBOC lenta en el río Frío

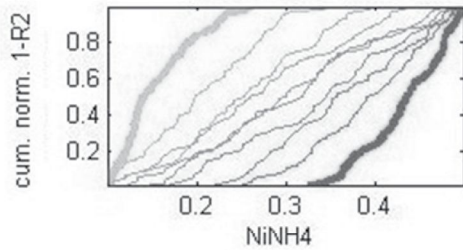


Gráfica 8. Calibración de la materia orgánica particulada en el río Frío



Gráfica 9. Calibración del Nitrógeno orgánico en el río Frío





**Figura 4.** Sensibilidad regional del modelo con el parámetro Oxidación e hidrólisis de la Cs

Los resultados de la MCAT presentaron una tendencia en la minimización del error sse y un aumento en

coeficiente de determinación  $R^2$ , ilustrados en la figura 13.

El comportamiento de la materia orgánica observada en los 7 tramos del canal hidráulico se ilustra en la tabla 4, en la cual se evidencian las variables monitoreadas en condiciones de estiaje del río Frío. El comportamiento de las fuentes puntuales (vertidos y dilución) se ilustran en la tabla 5, en donde se detecta 4 veces más de carga orgánica que la presente en el río. La abstracción (A1) es la fuente puntual que desbalancea el caudal del canal hidráulico al igual que los efluentes (E1 y E2)

**Tabla 4.** Calidad del agua del Río Frío (Observada)

Tramo	OD (mg/L)	C <sub>s</sub> (mg/L)	C <sub>f</sub> (mg/L)	No (ug/L)	NH4 (ug/L)	N <sub>n</sub> (ug/L)	MOP (mg/L)	NT (ug/L)	SST (mg/L)
Pórtico	6.7	0.2	5	610	1590	1110	17	3310	12
Totumos	0	6.9	150	4100	32400	103	86	56603	152
ISA	0.3	3.1	68	3900	27400	125	88	51421	147
Callejuelas	0	3.8	82	7200	19600	116	52	40916	115
Valdivieso	0	3.7	80	10500	19500	123	53	36123	108
Brisas	0	4.3	93	5300	24100	103	55	33503	98
Caneyes	0	2.3	51	700	26300	103	47	31103	66

**Tabla 5.** Calidad de las Fuentes puntuales (Observada)

Fuente Puntual	OD mg/L	C <sub>s</sub> mgO <sub>2</sub> /L	C <sub>f</sub> mgO <sub>2</sub> /L	No ugN/L	NH4 ugN/L	Coli Fec ufc/100mL	SST mg/L
Vt0 1. By Pass	0	19.5	424	19400	26100	1720	339
Vto 2. PTAR -E	0	6.0	131	16800	59200	2120	172
Q. Aranzoque	6.7	0.0	1	800	300	1710	8
A-1	0	3.8	82	7200	19600	18700	115
Vto 3. Angelina	0	13.4	292	13400	20800	2020	220
Vertido E-1	0	11.5	334	17400	21100	1121	233
Vertido E-2	0	13.7	124	13400	16100	722	189

## 6. CONCLUSIONES

El tramo I es el único de los siete existentes en canal, que mantiene una carga orgánica aproximada de 30 veces inferior ( $C_f = 2 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ ,  $N_{\text{org}} = 0.6 \text{ mgNL}^{-1}$ ).

Existe una temperatura media en todo el segmento de 32 °C, erosión y baja pendiente <1%, en particular en los tramos V y VI, esto permite una mayor evaporación, desoxigenación y menor reaireación ( $< 5\text{d}^{-1}$ ), lo cual es negativo para un río de montaña. El sistema hidrogeométrico del segmento hidráulico modelado, presenta una alta rugosidad con un promedio de 0.13 de coeficiente *mannig* y una profundidad media de 0.6 m. La velocidad media registrada es  $0.4 \text{ ms}^{-1}$  y

el balance hidráulico se evaluó en  $2.03 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  con una ganancia  $1.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  generadas por vertidos domésticos clandestinos y difusos

El modelo Qual2k V2.07, logra simular con una parametrización promedio de  $R^2 = 0.9$ , esto indica que el modelo se adecua a las condiciones de modelamiento dinámico en estos ríos de montaña de alta rugosidad y baja profundidad.

Las variables más ajustadas son el oxígeno disuelto, la DBOC rápida, el nitrógeno total, el amonio y los coliformes fecales con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) promedio de 0.97.



El fósforo no se tiene en cuenta por que la concentración orgánica no es representativa, tan solo la inorgánica por el impacto de detergentes. En el agua el río, ocurre únicamente nitrificación en el primer tramo, debido a la presencia de oxígeno, en los demás tramos ocurre un proceso anaeróbico en donde se generan reacciones de amonificación.

La materia orgánica particulada (detritos) oscila entre 17 y 86 mgDL<sup>-1</sup>, esta carga orgánica es suficiente para establecer un sustrato suficiente para degradar el poco oxígeno que logra adquirirse por reaireación (aproximadamente 10 d<sup>-1</sup>). Los patógenos decaen de 1600 a 800 ufc 100 ml<sup>-1</sup>, en los tramos V al VII esto debido a la baja concentración de oxígeno y la alta sedimentación, se logra simular con aceptable tendencia dicho comportamiento.

## 7. REFERENCIAS

- [1] Chapra, S. C., Surface Water-quality Modeling, 850 P, New York, 1997.
- [2] Capacasa, J., Nutrient and Sediment TMDLs for the Southampton Creek Watershed, Pennsylvania: Modeling Report. Philadelphia, Pennsylvania: [http://www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/pa\\_tmdl/SouthamptonCreekNutrient/SouthamptonModelingReport.pdf](http://www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/pa_tmdl/SouthamptonCreekNutrient/SouthamptonModelingReport.pdf) [citado 8 noviembre de 2010]
- [3] Camacho, L A y Cantor, M., Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña colombiano. Revista Avances en Recursos Hidráulicos, N° 14, 2006
- [4] OMM, Guía de Prácticas Hidrológicas -168: <http://www.inamhi.gov.ec/educativa/WMOSPA.pdf>. [citado 18 de Marzo de 2009].
- [5] ICONTEC, Guía para el Muestreo de Aguas de Ríos y Corrientes NTC-ISO 5667-6. Norma Técnica Colombia no publicada: Bogotá, 2006.
- [6] Greenber, A., Clesceri, L. and Andrew D., Standard methods for the examination of water and wastewater, 21 Edition Washington. D.C, American Public Health Association, APHA; Works Association and Water Environment Federation WEF and American Water Works Association AWWA. 1995.
- [7] Metcalf and Eddy, Wastewater Engineering: Treatment, disposal, Reuse, 4a Ed. McGraw Hill. New York, 1818 P., 2003.
- [8] Beven, J., Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) – User manual. UK: University Lancaster, 1998.
- [9] Chapra, S.C., Pelletier. G.J y Tao. H., Documentation and User's Manual. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Versión 2.07: <http://www.epa.gov/ATHENS/wwqtsc/html/qual2k.html> [citado 9 de Octubre de 2009]
- [10] Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE, Estudios Postcensales 7, Proyecciones nacionales y departamentales de población 2005-2020. Bogotá: [http://www.dane.gov.co/files/investigaciones/poblacion/proyepobla06\\_20/7Proyecciones\\_poblacion.pdf](http://www.dane.gov.co/files/investigaciones/poblacion/proyepobla06_20/7Proyecciones_poblacion.pdf) [citado 10 de Febrero de 2011].
- [11] Lees and Wagener, Monte-Carlo Analysis Toolbox (MCAT), 2000
- [12] Ideam, Estudio Nacional del Agua. 2a versión, Bogotá D.C, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios.