

MUTC – UN MODELO DE TRANSPORTE EN RÍOS: APLICACIÓN AL RÍO SINÚ

I.C., MARIO ALBERTO JIMÉNEZ JARAMILLO

**Trabajo de investigación presentado como requisito para optar al título de:
Magíster en Ingeniería – Recursos Hidráulicos**

Director:

FRANCISCO MAURICIO TORO BOTERO

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE MINAS
ESCUELA DE GEOCIENCIAS Y MEDIO AMBIENTE
MEDELLÍN
ENERO 2008**

AGRADECIMIENTOS

Agradezco el apoyo brindado por el Posgrado en Aprovechamiento en Recursos Hidráulicos, a su grupo de profesores, personal administrativo y a las diferentes cohortes de estudiantes que me han apoyado a lo largo de mi instancia en el grupo, tanto académica como laboralmente.

Un inmenso agradecimiento a quienes hicieron parte del proyecto *Simulación de la calidad del agua y reglamentación del río Sinú, departamento de Córdoba* (especialmente a Jorge, Ernesto, Vladimir, Velilla, Agustín y Diana), proyecto dentro del cual estuvo enmarcada la tesis y que fue financiado de manera conjunta entre la universidad y la Corporación Autónoma Regional de los Valles del San Jorge y Sinú -CVS-.

Agradecimiento especial a mi director y tutor desde mis comienzos en el Posgrado, el profesor Mauricio Toro Botero y a los profesores Jaime Ignacio Vélez, Germán Poveda, Ricardo Smith. Asimismo a mis amigos, esos que desde hace mucho tiempo me acompañan en este camino académico a veces insoportable, Lina María, Carlangas, La Negra, Juanma, y al resto de esa enorme lista que además de academia aportaron buenos momentos: Pipe, Oscar, Daniel, Cristian, Paula, Chucho...

Mi familia tiene el mayor crédito en éstas líneas...aunque así no lo parezca.

RESUMEN

Con la diversidad de problemáticas relacionadas con la contaminación de fuentes de abastecimiento de agua superficial, el desarrollo de modelos de calidad de aguas sigue siendo un tema de gran relevancia en la planificación de los recursos hídricos. Desde los años 60, un buen número de modelos empleados se han apoyado en la clásica ecuación Advección-Dispersión, ADE, para describir, con diferentes niveles de complejidad, los procesos de transporte y transformación de sustancias conservativas y no conservativas en cuerpos de agua. La configuración de tales modelos va desde esquemas tridimensionales aplicados en cuerpos de agua como estuarios o embalses, hasta esquemas unidimensionales empleados principalmente en cuerpos lóticos (ríos) en los que existe una dimensión preferencial de flujo.

En este trabajo se presenta de la integración de un modelo unidimensional de transporte de solutos el atlas hidrológico HidroSIG, desarrollado por el Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos de la Universidad Nacional de Colombia (Sede Medellín), mediante la implementación de la ecuación ADE para la simulación aproximada del transporte de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno. En la definición de la componente hidrodinámica de la ecuación ADE se empleó el software del libre acceso HEC-RAS 3.1.1, y para la efectos de comparación de los resultados obtenidos, se empleó el modelo de calidad de aguas QUAL2K.

El modelo fue aplicado en la cuenca del río Sinú, localizada en el sector occidental de la costa atlántica colombiana, dentro de la cual es importante destacar el fuerte impacto del proyecto hidroeléctrico Urrá sobre la dinámica natural del río Sinú, dado que éste ha modificando completamente el régimen de caudales aguas abajo del embalse Urrá I. Fue hacia dicha problemática donde se apuntó con trabajo realizado, reconociendo que la transitoriedad de flujo en problemas de calidad de aguas sigue siendo una de las limitaciones de la mayor parte de los modelos desarrollados.

Palabras clave: oxígeno disuelto, SIG, calidad de aguas

ABSTRACT

With the diversity of issues related to water surface contamination, water quality models has reached importance in the planning of water resources. Since the 60's, a good number of models have been supported in the classical advection – dispersion equation ADE to describe, with different levels of complexity, the transformation and transport processes for conservative and non-conservative substances in water bodies. Configuration of such schemes ranging from three-dimensional schemes used in water bodies such as reservoirs and estuaries until one-dimensional schemes used primarily in rivers and streams in which there is a preferential flow dimension.

This work presents the integration of a one-dimensional model for solute transport in the hydrologic atlas HidroSIG through the implementation of the ADE equation for approximate simulation of the transport of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand. In defining the hydrodynamic component of the ADE equation was used the free access model HEC-RAS 3.1.1, and for purposes of comparing the results obtained was used water quality model QUAL2K.

The model was implemented in the Sinú river basin, located on the western side of the colombian atlantic coast within which it is important to emphasize the strong influence of Urrá hydroelectric project on the Sinú river, because it has completely changing the flow regime downstream of the dam. It was to this problem which pointed work, knowing that the transient flow problems in water quality remains one of the limitations of most of the developed models.

Key words: dissolved oxygen, GIS, water quality.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	1-1
1.1	JUSTIFICACIÓN	1-2
1.2	OBJETIVOS	1-3
1.2.1	Objetivo general	1-3
1.2.2	Objetivos específicos	1-3
2	ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE	2-1
2.1	FAMILIA DE MODELOS USEPA – QUAL	2-4
2.1.1	Descripción general del modelo	2-6
2.2	MODELOS ADZ Y TS	2-8
2.2.1	Modelo ADZ	2-9
2.2.2	Modelo TS	2-10
2.3	PLATAFORMA HIDROSIG	2-11
2.3.1	Ventajas	2-12
2.3.2	Limitaciones	2-13
3	MARCO TEÓRICO	3-1
3.1	ECUACIÓN DE TRANSPORTE ADVECCIÓN – DISPERSIÓN - REACCIÓN	3-1
3.1.1	Flujo de oxígeno disuelto	3-2
3.1.2	Componente hidrodinámica	3-18
3.1.3	Cargas puntuales externas	3-22
3.2	APROXIMACIÓN NUMÉRICA DE LA ECUACIÓN ADR	3-23
3.2.1	Esquema numérico para estado permanente de flujo	3-25
3.2.2	Esquema numérico para estado transitorio de flujo	3-29
3.2.3	Criterios de estabilidad numérica	3-31

4	MODELO DE TRANSPORTE - MUTC	4-1
4.1	COMPONENTE HIDRODINÁMICA	4-2
4.1.1	Configuración del modelo HEC-RAS	4-2
4.1.2	Calibración modelo hidráulico	4-10
4.1.3	Validación modelo hidráulico	4-13
4.1.4	Limitaciones	4-17
4.2	MODELO DE TRANSPORTE DE OD Y DBO	4-20
4.2.1	Representación espacial de variables hidrodinámicas	4-21
4.2.2	Demanda bioquímica de oxígeno	4-24
4.2.3	Saturación de oxígeno	4-25
4.2.4	Cargas puntuales externas	4-28
4.2.5	Tasa de reaireación	4-29
4.2.6	Malla numérica	4-31
5	CASOS DE APLICACIÓN	5-1
5.1	CASOS TEÓRICOS	5-2
5.2	APLICACIÓN EN EL RÍO SINÚ	5-7
5.2.1	Estudios existentes	5-7
5.2.2	Monitoreos de calidad de agua	5-9
5.2.3	Vertimientos	5-12
5.2.4	Modelo de elevación digital	5-13
5.2.5	Tasas de oxidación de orgánica	5-14
5.2.6	Condiciones de frontera	5-16
5.2.7	Selección de malla numérica	5-17
5.2.8	Análisis de sensibilidad	5-19
5.2.9	Condiciones iniciales y período de calentamiento	5-21
5.2.10	Definición de escenarios de simulación	5-23
5.2.11	Resultados	5-27
6	LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES	6-1
6.1	COMPONENTE HIDRÁULICA	6-1
6.2	COMPONENTE DE TRANSPORTE	6-3

6.2.1	Procesos de transformación de oxígeno disuelto	6-3
6.2.2	Cargas externas	6-5
7	CONCLUSIONES	7-1
8	REFERENCIAS	8-1

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1.	Evolución del modelo QUAL en los procesos de transformación de sustancias que considera (Tomada de Park et al. 2002)	2-5
Figura 2.2.	Discretización topológica del modelo QUAL2KW	2-7
Figura 2.3.	Esquema conceptual del modelo ADZ. Tomada y modificada de Lees et al. (2000)	2-9
Figura 2.4.	Representación de los parámetros del modelo ADZ para dos señales de registro de una sustancia conservativa -trazador-.	2-10
Figura 2.5.	Simplificaciones y limitaciones del modelo MUTC	2-13
Figura 3.1.	Representación conceptual del flujo de oxígeno en un volumen de control	3-3
Figura 3.2.	Reacción consecutiva del modelo Streeter - Phelps	3-4
Figura 3.3.	Patrón general de reacción de DBO y contenido de materia orgánica en una muestra de agua.	3-8
Figura 3.4.	Velocidad de reacción de la demanda bioquímica de oxígeno	3-8
Figura 3.5.	Efecto de procesos de nitrificación sobre ensayos de DBO (Tomada de Sawyer et al., 2001)	3-10
Figura 3.6.	Esquema general de la variación de OD y la relación entre la oferta y la demanda de oxígeno en una corriente (Tomada y modificada de Thomann y Mueller, 1987)	3-16
Figura 3.7.	Representación esquemática de los procesos de advección y dispersión/difusión (Tomada de Loucks et al., 2005)	3-17
Figura 3.8.	Esquema utilizado para el tránsito de flujo permanente gradualmente variado.	3-19
Figura 3.9.	Patrones de mezcla de una descarga puntual	3-23
Figura 3.10.	Representación conceptual de la malla numérica de un caso unidimensional	3-24
Figura 3.11.	Esquemización de la diferencia entre esquemas numéricos explícitos (a) e implícitos (b).	3-25

Figura 4.1.	Metodología general para la implementación del modelo MUTC	4-1
Figura 4.2.	Configuración de cuerpos de agua en la cuenca del río Sinú	4-4
Figura 4.3.	Configuración del modelo HEC-RAS para el río Sinú	4-5
Figura 4.4.	Curvas cota – volumen y cota – área para el Complejo Lagunar del bajo Sinú. Tomada de (CVS-UNALMED, 2007)	4-6
Figura 4.5.	Información empleada en la en la configuración de la conexión Río Sinú – Caño Bugre	4-7
Figura 4.6.	Cambios intradiarios de caudal y su frecuencia en la operación del embalse Urrá 2001- 2002	4-8
Figura 4.7.	Subcuencas tributarias al río Sinú y al Caño Aguas Prietas, y valores medios de las principales variables hidroclimáticas consideradas en la estimación de sus caudales medios y mínimos.	4-9
Figura 4.8.	Curva de calibración de caudales en la estación La Doctrina	4-10
Figura 4.9.	Curvas de calibración observadas vs. Simuladas para algunas estaciones de medición a lo largo del río Sinú	4-12
Figura 4.10.	Hidrogramas de caudal turbinado por Urrá correspondientes a escenarios de validación	4-13
Figura 4.11.	Hidrogramas de caudal observados vs. Simulados para escenario V_01.	4-14
Figura 4.12.	Hidrogramas de caudal observados vs. Simulados para escenario V_02.	4-15
Figura 4.13.	Hidrogramas de caudal observados vs. Simulados para escenario V_03.	4-16
Figura 4.14.	Variaciones longitudinales del ancho de sección en el río Sinú. (Tomada de Google Earth).	4-18
Figura 4.15.	Efectos locales típicos en río de llanura (Tomada y modificada de Petersen, 1986).	4-19
Figura 4.16.	Fenómeno de histéresis observado en el caño Bugre (no linealidad).	4-20
Figura 4.17.	Esquema de almacenamiento e información proveniente del modelo HEC-RAS en la plataforma HidroSIG	4-22
Figura 4.18.	Representación en formato raster de variables hidráulicas	4-23

	requeridas por los modelos de transporte de OD y DBO.	
Figura 4.19.	Módulo de creación de mapas para estado permanente de flujo en el modelo MUTC	4-23
Figura 4.20.	Esquema general de matriz de caudales para una simulación en estado no permanente	4-24
Figura 4.21.	Relaciones Temperatura – Elevación para diferentes corrientes de Colombia	4-26
Figura 4.22.	Perfil de temperatura implementado en el MUTC	4-27
Figura 4.23.	Implementación de cargas puntuales en el modelo MUTC	4-29
Figura 4.24.	Aplicabilidad de correlaciones de O'Connor y Dobbins, Churchill et al. y Owen y Gibas para la estimación de tasas de reaireación (Tomada y modificada de Chapra, 1997)	4-30
Figura 4.25.	Rutinas de interpolación (Tomada de James, 1993)	4-32
Figura 4.26.	String model para interpolación de secciones transversales (tomada de HEC, Hydraulic Reference Manual, 2002)	4-33
Figura 5.1.	Esquema de representación “raster” de variables que conforman la ecuación ADR.	5-1
Figura 5.2.	Configuración del canal de flujo y localización de cargas externas	5-3
Figura 5.3.	Perfiles de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno para el Caso 1 -a- y el Caso 2 -b y c-.	5-5
Figura 5.4.	Perfiles de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno para el Caso 3	5-6
Figura 5.5.	Perfiles de OD y DBO para el Caso 4 – Esquema flujo no permanente	5-6
Figura 5.6.	Perfil promedio de oxígeno disuelto a lo largo del río Sinú	5-8
Figura 5.7.	Perfil promedio de demanda bioquímica de oxígeno a lo largo del río Sinú	5-11
Figura 5.8.	Modelo de elevación digital de la región de la cuenca del río Sinú	5-12
Figura 5.9.	Perfiles promedio de DBO20 y DBO5 a lo largo del río Sinú	5-14
Figura 5.10.	Curvas de DBO ajustadas en estaciones de medición sobre el río Sinú	5-15
Figura 5.11.	Perfiles de oxígeno disuelto para diferentes mallas de cálculo	5-16

Figura 5.12.	Sensibilidad del modelo a coeficiente de dispersión longitudinal, para estado permanente de flujo	5-17
Figura 5.13.	Configuración del escenario de simulación para evaluar la sensibilidad del modelo al parámetro kd.	5-19
Figura 5.14.	Sensibilidad del los perfiles de OD y DBO a la tasa de oxidación de materia orgánica empleada en el MUTC.	5-20
Figura 5.15.	Período de calentamiento correspondiente a la simulación de transporte de OD y DBO para estado no permanente.	5-21
Figura 5.16.	Escenario_1 de Hidrogramas típicos horarios turbinados	5-22
Figura 5.17.	Escenario_2 de Hidrogramas típicos horarios turbinados	5-23
Figura 5.18.	Características de flujo generales en el río Sinú y el caño Bugre para los escenarios Calidad_01 y Calidad_02	5-24
Figura 5.19.	Perfiles de variables hidráulicas y de calidad de agua para el escenario Calidad_01	5-26
Figura 5.20.	Perfiles de variables hidráulicas y de calidad de agua para el escenario Calidad_02	5-28
Figura 5.21.	Influencia de la variabilidad de caudales sobre las concentraciones de OD y DBO estimadas mediante el MUTC	5-29
Figura 5.22.	Influencia de la variabilidad de caudales sobre las concentraciones de OD y DBO estimadas mediante el MUTC	5-30
Figura 6.1.	Desarrollo de macrófitas en algunos tramos del caño Aguas Prietas	6-4
Figura 6.2.	Generalización de los procesos que definen el ciclo de oxígeno en una masa de agua	6-4
Figura 6.3.	Limitaciones del modelo MUTC inherentes a las condiciones de mezcla de un vertimiento externo	6-5
Figura 6.4.	Esquema del modelo Stream Tube	6-6

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1.	VARIABLES DE ESTADO DEL MODELO QUAL2KW	2-5
Tabla 3.1.	Valores típicos de θ y k para diferentes procesos (Tomada y modificada de Loucks et al., 2005)	3-4
Tabla 3.2.	Niveles de calidad de agua establecidos para la potabilización de fuentes superficiales (Tomada del RAS2000, numeral B.3.3.2.1)	3-6
Tabla 3.3.	Correlaciones para determinar la reaireación a partir de las características hidráulicas de una corriente (tomada de Cox, 2003; Chapra y Pelletier, 2004).	3-14
Tabla 3.4.	Propuestas empíricas para estimar el coeficiente de dispersión longitudinal en ríos	3-18
Tabla 3.5.	Intervalos experimentales de medición de coeficientes de dispersión longitudinal en diversos estudios	3-18
Tabla 3.6.	Ecuación ADR para estado permanente de flujo	3-26
Tabla 3.7.	Solución de la ecuación ADR para estado permanente de flujo	3-28
Tabla 3.8.	Ecuación ADR para estado transitorio de flujo	3-29
Tabla 3.9.	Metodología para la aplicación del método de MacCormack en la solución de una ecuación diferencial	3-30
Tabla 4.1.	Sistemas que pueden representarse en el modelo HEC-RAS 3.1.3	4-3
Tabla 4.2.	Número de secciones transversales disponibles para el caso de aplicación	4-5
Tabla 4.3.	Coefficientes de rugosidad de Manning, n , empleados a lo largo del río Sinú.	4-12
Tabla 4.4.	Errores relativos (%) entre temperaturas medias observadas y estimadas	4-27
Tabla 4.5.	Rangos de variación de variables hidráulicas en diferentes estaciones de medición sobre el río Sinú	4-30
Tabla 5.1.	Parámetros de transporte	5-3
Tabla 5.2.	Número de mediciones de OD, DBO5 y DBO20 a lo largo del río Sinú entre los años 2002 y 2005	5-9

Tabla 5.3.	Fechas de muestreo sobre el río Sinú	5-10
Tabla 5.4.	Vertimientos significativos sobre el río Sinú	5-12
Tabla 5.5.	Tasas de descomposición promedio ajustadas en estaciones de medición sobre el río Sinú	5-15
Tabla 5.6.	caudales medios y mínimos estimados en las cuencas tributarias al río Sinú y al caño Aguas Prietas	5-25
Tabla 5.7.	Escenarios de simulación de calidad de agua definidos	5-25
Tabla 6.1.	Criterios para la selección de métodos de tránsito de caudales (tomada de USACE, 1994)	6-2

1. INTRODUCCIÓN

En este documento se presenta el desarrollo de la tesis de maestría *MUTC – Un modelo de transporte en ríos: Aplicación al río Sinú*, correspondiente al Posgrado en Aprovechamiento de Recursos de la Escuela de Geociencias y Medio Ambiente de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, la cual se desarrolló en el marco del proyecto *Simulación de la calidad del agua y reglamentación del río Sinú, departamento de Córdoba*, emprendido entre la universidad y la Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y San Jorge (CVS).

El trabajo permitió atender intereses específicos de la CVS en el marco reglamentario del recurso hídrico superficial bajo su jurisdicción, y corresponde primordialmente al desarrollo e implementación de un modelo de transporte de sustancias no conservativas a lo largo de cuerpos de agua lóticos caracterizados por una dimensión preferencial de flujo y sometidos a agentes (naturales y antropogénicos) que alteran sus características hidráulicas y fisicoquímicas, y que inducen respuestas importantes del sistema bajo análisis tanto para problemáticas estacionarias como no estacionarias.

El modelo propuesto, denominado *MUTC* (**M**odelo **U**nidimensional de **T**ransporte de **C**ontaminantes), se fundamenta en la aproximación numérica de la clásica ecuación de transporte Advección – Dispersión – Reacción -*ADR*- (Lees et al., 2000; Seo & Maxwell, 1991; Loucks & Van Beek, 2005), la cual se acopla con un modelo de tránsito de caudales que permite inferir los parámetros hidráulicos que gobiernan el transporte advectivo y difusivo de solutos introducidos en una corriente. Las reacciones químicas consideradas han sido priorizadas de acuerdo con el marco jurídico y ambiental actualmente establecido en el plano nacional y que sugiere, entre otras, a las variables Oxígeno Disuelto (OD) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) como aquellas que definen las estrategias de control y seguimiento de la calidad del agua de corrientes de agua, de acuerdo con el Decreto 3100 de 2003 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MINAMBIENTE), y definidas también como aquellas que requieren análisis prioritario de acuerdo con las necesidades específicas de la CVS al atender los lineamientos del Artículo 25 del Decreto 1594 de 1984.

1.1 JUSTIFICACIÓN

Como parte del diagnóstico de una cuenca, fase definida en el desarrollo de planes de ordenamiento del recurso hídrico (Decreto 1729 de 2002), las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) deben establecer los criterios de calidad de agua que deben alcanzarse para garantizar la sostenibilidad del recurso; sin embargo, los mecanismos de recuperación y/o protección de las fuentes de la cuenca deben ser aplicados previo conocimiento de los procesos naturales y antrópicos que ejercen mayor presión sobre las mismas. De esta manera, el manejo sostenible del recurso hídrico viene recibiendo mayor atención en lo que a la calidad de éste se refiere a través de la reglamentación de las aguas y la aplicación de mecanismos financieros, como las tasas retributivas y las tasas por uso establecidas en los Decretos 3100 de 2003 y 155 de 2004, respectivamente, y concebidos con el fin de mitigar el impacto sobre la calidad del agua, de definir planes de inversión de plantas de tratamiento y generar una cultura de óptimo consumo (racionalidad del recurso). Sin embargo, a pesar de la existencia de la estructura legal vigente, éstas políticas no se han adoptado de forma masiva en el medio ya que las entidades ambientales carecen de herramientas claras que les permitan evaluar los niveles de degradación actuales y futuros del recurso hídrico en términos de contaminación, uso desmedido u otra actividad denigrante en su naturaleza y durabilidad.

La cuenca del río Sinú, caso de aplicación de este trabajo, atraviesa diversos ecosistemas como resultado de las variaciones altitudinales, climáticas, geológicas, edafológicas y antrópicas presentes a lo largo de la cuenca. Estos ecosistemas varían desde los Altos Andinos hasta humedales y manglares en su desembocadura (Correa, 2005). Dichos factores hacen de la dinámica hídrica de la cuenca un caso complejo si se tiene en cuenta además la regulación de los caudales que la cuenca sufre desde la construcción y puesta en marcha del proyecto hidroeléctrico Urrá I en la parte alta de la cuenca.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo general

El presente trabajo tiene como objeto el desarrollo de un modelo de transporte de solutos en corrientes, que integre la componente hidrodinámica del problema, evaluada mediante la utilización de un modelo hidráulico comercial, con la dinámica de los determinantes de calidad de agua OD y DBO y sus orígenes naturales o antrópicos; modelo que permita, además, estudiar problemas específicos de la cuenca del río Sinú ya que corresponde al principal caso de aplicación definido a lo largo del trabajo.

1.2.2 Objetivos específicos

- Revisar el estado del arte en la simulación de la calidad del agua de corrientes.
- Describir los procesos físicos y químicos que gobiernan el transporte de solutos en corrientes, particularmente para las variables OD y DBO.
- Seleccionar un modelo matemático de transporte de OD y DBO para una corriente, y su correspondiente aproximación numérica para los estados permanente y no permanente de flujo.
- Describir el caso particular de aplicación en la cuenca del río Sinú.
- Describir el modelo hidráulico empleado como insumo para el modelo de transporte seleccionado, e implementarlo para la región específica de aplicación.
- Implementar el modelo numérico de transporte para OD y DBO en la plataforma HydroSIG.
- Definir los parámetros cinéticos del modelo de transporte para el caso específico de aplicación.
- Validar el modelo de transporte para el caso específico de aplicación.
- Definir los escenarios de simulación del modelo de transporte.

2. ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE

Debido al continuo aumento del aprovechamiento de las fuentes de agua superficial y subterránea, el objetivo de las entidades encargadas del manejo racional de recurso ha sido maximizar los beneficios económicos que se obtienen de éste manteniendo una adecuada distribución para las diferentes actividades (usos) que se derivan de su aprovechamiento. Para ello, herramientas de simulación se emplean hoy en día de manera intensiva ya que permiten identificar y evaluar diferentes alternativas para alcanzar varias metas de planificación y manejo. En el caso específico de la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento, los modelos de calidad de agua permiten definir las acciones que se deben tomar para asegurar que el total de cargas contaminantes descargadas en los cuerpos receptores no exceda la capacidad de éstos para asimilarlas y mantener sus estándares por debajo de umbrales preestablecidos según los usos del agua (Loucks & Van Beek, 2005).

La simulación de la calidad de agua en estados permanente y transitorio se ha utilizado en estudios de evaluación de la capacidad asimilativa de corrientes, de concesiones de vertimientos, de diseño de infraestructura de tratamiento de aguas residuales, y de evaluación del impacto de derrames de sustancias peligrosas en cortos períodos de tiempo. Desde los años 60, un buen número de modelos empleados se han apoyado en la clásica ecuación Advección – Dispersión – Reacción, (Lees et al., 1999; Seo & Maxwell, 1991; Loucks & Van Beek, 2005), ADR, para dar respuesta a las problemáticas ambientales ya mencionadas, y se han implementado con diversos niveles de complejidad que van desde esquemas tridimensionales aplicados en cuerpos de agua como estuarios o embalses, hasta esquemas unidimensionales empleados principalmente en cuerpos lóticos en los que existe una dimensión preferencial de flujo. Las múltiples propuestas derivadas de dicha ecuación difieren en la representación hidrodinámica del problema, en el número y tipo de reacciones químicas consideradas y en el esquema numérico empleado para obtener una aproximación de la solución matemática.

Park y Lee (2002), emplearon el modelo QUAL2E y su posterior modificación QUAL2K, ambos de la USEPA (“United States - Environmental Protection Agency”), para la simulación de la calidad del agua del río Nakdong, el cual es uno de los principales sistemas hídricos de Corea. Dicha familia de modelos ha sido actualmente la más empleada para corrientes (Droic and Koncan, 1999; Somlyody et al., 1998; Yang et al., 2000 – citados por Park y Lee, 2002; Chapra, 1997; Shanahan et al., 1998) debido a que tienen la capacidad de simular la cinética de alrededor 15 sustancias, a que son modelos de acceso libre y a que su manejo es relativamente simple.

Los modelos QUAL, apoyados en la ecuación ADR, como muchos otros de libre acceso, se concentran principalmente en las reacciones químicas que se presentan en una corriente; sin embargo, en muchos casos no son aplicables a las condiciones que se presentan en el sistema físico bajo estudio o no permiten resolver todas las necesidades del modelador, razón por la cual en varias ocasiones los autores han considerado más apropiado desarrollar nuevos modelos o extender modelos existentes para considerar tanto los requerimientos de la modelación del sistema físico (Camacho y Granados, 2003), tales como condiciones hidrodinámicas y de transitoriedad de flujo, como a la disponibilidad de información que se tenga del mismo. En este orden de ideas, se han resaltado las limitaciones que la familia de modelos QUAL tiene para simular condiciones no permanentes de flujo y de cargas, las cuales comprometen la habilidad del modelo para problemas que incluyen, por ejemplo, regulación de proyectos hidroeléctricos u otras obras que causen importantes fluctuaciones diurnas de caudal, combinados con picos de descargas de aguas servidas y efectos de tormenta (Shanahan et al., 1998).

Para atender limitaciones como las de los modelos QUAL, la investigación se ha orientado al desarrollo de modelos más apropiados para el transporte de solutos en corrientes de agua a través de la implementación de modelos hidrodinámicos distribuidos descritos por las ecuaciones completas de Saint Venant (onda dinámica) - que corresponden al caso unidimensional de las ecuaciones de Navier Stokes - (Chow, 1994), o por alguna de sus simplificaciones, entre las que se encuentran las aproximaciones de onda difusiva y onda cinemática (Chow, 1994b). Dichas aproximaciones proveen una mejor representación de variables hidráulicas que la que se obtiene a través de la ecuación de Manning empleada en los modelos QUAL.

Modelos como el MIKE 11, desarrollado por el *Danish Hydraulic Institute* (DHI - sitio web, 2007), parten del planteamiento numérico de las ecuaciones no lineales de Saint Venant como

soporte de la solución de la ecuación de transporte ADR, y ha sido empleado en la simulación de la calidad del agua en el río Cauca (Colombia) en una serie de refinamientos que han pasado por la utilización de modelos como el SIMOX y el QUAL2E (Vélez et al., 2003).

Otra gama de modelos orientados a una mejor representación del movimiento de solutos en una corriente, parten de una discretización topológica (Cunge, 1980) conformada por reactores o tanques en serie que proporcionan un proceso de solución más simple y parsimonioso que la discretización numérica de la ecuación ADR. Modelos como el QUASAR (Whitehead et al., 1997) o el modelo ADZ – Aggregated Dead Zone – (Lees et al., 1999; Camacho & Lees, 2000) emplean dicho esquema, y han sido utilizados conjuntamente en ríos como el Magdalena y el Bogotá para evaluar el transporte de compuestos de nitrógeno, DBO, OD, entre otros (Camacho et al., 2003). Propuestas como las de los modelos ADZ y QUASAR, o las de extensiones de la ecuación ADR, como el modelo TS -*Transient Storage*- (Seo et al., 1991; Lees et al., 1999) permiten considerar de manera agregada efectos de retención de solutos en zonas de almacenamiento mientras son transportados a lo largo de una corriente, cuyo efecto es aumentar los tiempos de viaje que realmente experimenta una sustancia.

En Colombia, la aplicación de modelos de simulación de calidad de agua ha sido acogida por entidades ambientales, universidades, y entidades privadas, entre otros, como estrategia de gestión del recurso hídrico del país. Desde 1972, la CVC (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca) y otras entidades han implementado secuencialmente los modelos SIMOX I y II en 1973, SWMM en 1988, QUAL 2 en 1992, QUAL 2E en 1998 y MIKE 11 en el 2001 (Vélez et al., 2003), para simular la dinámica de temperatura, OD, DBO y SST en el río Cauca. Más recientemente modelos como el ADZ se han utilizado directa e indirectamente (para la calibración de modelos basados en las ecuaciones de Saint Venant) en los ríos Magdalena y Bogotá para variables de calidad de agua como Amonio, Nitratos, DBO y OD (Camacho et al., 2003). Cabe mencionar las experiencias de EEPPM (Empresas Públicas de Medellín) y el AMVA (Área Metropolitana del Valle de Aburrá) en la simulación de la calidad del agua del río Medellín, a través de los modelos SIMOX2, QUAL2 y QUAL2K en el período 1981 – 2004 (UNALMED et al, 2005).

Trabajos adicionales como el realizado por la Universidad de los Andes (UNIANDES) entre los años 2001 y 2002, deben ser mencionados ya que además de considerar los avances en la integración de la componente hidrodinámica al problema de transporte, emplean Sistemas de

Información Geográfica -SIG- para consolidar los resultados producto de la simulaciones realizadas. En el trabajo *Aplicación de un modelo numérico para la priorización de la gestión de aguas residuales domésticas en Colombia* (Barrera et al., 2002), se incorporan herramientas SIG orientadas a la definición de la red hídrica nacional y a la estimación de caudales medios de largo plazo a través de metodologías propuestas en los Balances Hidrológicos de Colombia (Vélez et al, 2000). Los mayores esfuerzos recaen en la estimación de concentraciones de DBO, OD y bacterias coliformes en toda la red hídrica, teniendo en cuenta los aportes de materia orgánica sugeridos por el RAS 2000 (Reglamento del sector de agua potable y saneamiento básico) en función de proyecciones de población realizadas por el DANE (Departamento Nacional de Estadística).

Las innovaciones o modificaciones que pueden hacerse sobre trabajos como los antes mencionados para adaptarlos a las condiciones específicas de la cuenca del río Sinú pueden llevarse a cabo teniendo en cuenta que en la región existen trabajos orientados a la caracterización hidráulica y ambiental de las aguas superficiales (ríos, caños, humedales). La CVS, en el estudio *Diagnóstico Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Sinú* (2004), recoge la información de calidad de aguas levantada por la Empresa Urrá en el período 2000 – 2002 a nivel diario, la información levantada por la propia empresa desde el año 2002 y de otras fuentes, con la cual fue posible caracterizar la cuenca desde el sitio de presa hasta su desembocadura en el Mar Caribe. Por otro lado, ya han sido aplicados modelos hidráulicos en el río Sinú (Rojas et al., 2004) que podrían ser empleados en la definición de parámetros de transporte de sustancias teniendo en cuenta la influencia de la regulación de caudales en la parte alta de la cuenca, tal como se ha hecho en trabajos en el río Arno en Italia (Campolo et al., 2001) teniendo en cuenta la regulación del embalse Levane como estrategia de control de la calidad del agua.

2.1 FAMILIA DE MODELOS USEPA – QUAL

Teniendo en cuenta el uso intensivo de la familia de modelos USEPA-QUAL en la simulación de la calidad del agua de corrientes, se hace a continuación una breve descripción de los fundamentos teóricos y físicos empleados en el desarrollo de las aplicaciones hasta hoy empleadas. En la Figura 2.1 se presenta esquemáticamente la evolución que la familia de modelos USEPA-QUAL ha tenido entre los años 1970 y 2000 en términos de la integración de procesos químicos y biológicos que intervienen en los ciclos de oxígeno, carbono y nitrógeno.

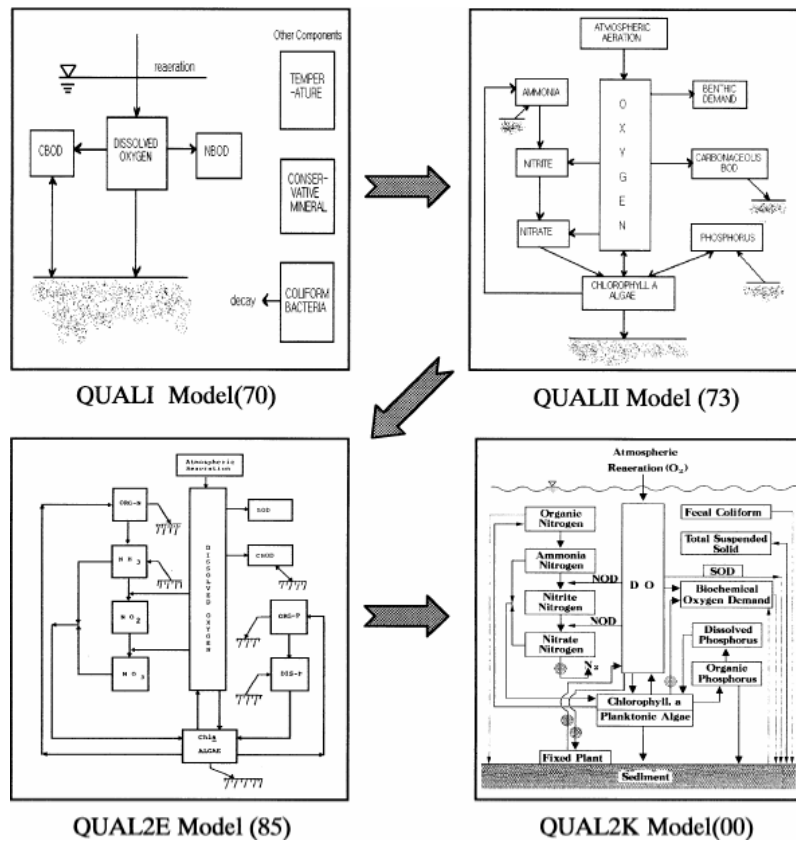


Figura 2.1. Evolución del modelo QUAL en los procesos de transformación de sustancias que considera (Tomada de Park & Lee, 2002)

Más recientemente, Pelletier et al. (2005) presentaron una nueva versión del modelo, denominada QUAL2Kw, que incluye un algoritmo genético que facilita la calibración del modelo en la aplicación de un cuerpo de agua en particular. Además, como sus versiones anteriores, éste simula el transporte de sustancias no tóxicas en un esquema unidimensional, no uniforme y permanente de flujo, y simula tanto el impacto de cargas puntuales como distribuidas sujetas a condiciones constantes en el tiempo. En la Tabla 2.1 se presentan las variables de estado que pueden abordarse con el modelo.

Tabla 2.1. Variables de estado del modelo QUAL2Kw

Variable	Unidades
Temperatura	°C
Conductividad	µmhos
Sólidos suspendidos inorgánicos	mgD/L
Oxígeno disuelto	mgO2/L
DBOC lenta	mg O2/L
DBOC rápida	mg O2/L

Variable	Unidades
Nitrógeno orgánico	μgN/L
Amonio	μgN/L
Nitrato	μgN/L
Fósforo orgánico	μgP/L
Fósforo inorgánico	μgP/L
Fitoplancton	μgA/L
Material orgánico particulado	mgD/L
Patógenos	cfu/100 mL
Alcalinidad	mgCaCO3/L
Carbón inorgánico total	mole/L
Biomasa de algas de fondo	gD/m ²
Demanda de nitrógeno por algas de fondo	mg N/m ²
Demanda de fósforo por algas de fondo	mg P/m ²

El modelo QUAL2Kw se encuentra implementado en Microsoft Excel bajo lenguaje Visual Basic. El software Excel se usa como interface gráfica para entrada, ejecución y visualización de resultados del modelo. La integración numérica durante la ejecución del modelo se hace mediante el lenguaje Fortran 95 (Pelletier et al., 2005).

2.1.1 Descripción general del modelo

La discretización topológica empleada en el modelo QUAL2Kw corresponde a volúmenes de control como el mostrado en la Figura 2.2 para el cual, un balance de masas realizado sobre un elemento en particular teniendo en cuenta transporte por advección y difusión, transformación de sustancias y cargas externas, arroja la ecuación (2.1), la cual corresponde a la discretización en un esquema de diferencias finitas hacia atrás (Chapra, 1997). En dicha ecuación se resalta el papel de cada uno de los términos que la componen, donde A_c [L²] representa el área de la sección transversal, c [ML⁻³] la concentración de una sustancia específica, V [L³] el volumen del elemento diferencial de discretización, E [L²T⁻¹] el coeficiente de dispersión longitudinal, x [L] la dimensión preferencial de flujo, y U [LT⁻¹] la velocidad media de flujo en la dirección x .

$$(2.1) \quad \frac{\partial c_i}{\partial t} = \underbrace{-\left(A_c E \frac{\partial c}{\partial x}\right)_{i-1}}_{(1)} + \underbrace{\left(A_c E \frac{\partial c}{\partial x}\right)_i}_{(2)} + \underbrace{\frac{(A_c U c)_{i-1} - (A_c U c)_i}{V_i}}_{(3)} + \underbrace{r_i c_i}_{(4)} + \underbrace{p_i + \frac{S_i}{V_i}}_{(5)}$$

(1): Dispersión
(2): Advección
(3): Reacción
(4): Fuentes int.
(5): Fuentes ext.

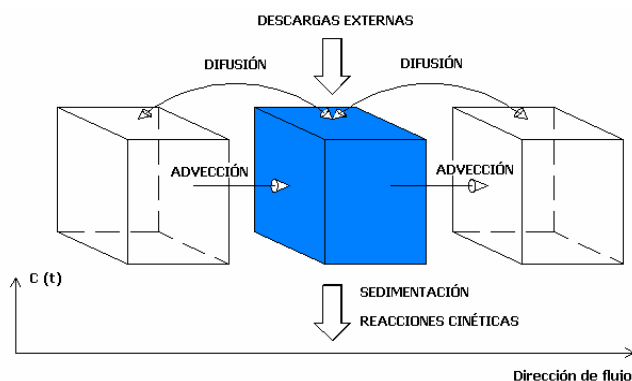


Figura 2.2. Discretización topológica del modelo QUAL2KW

La componente advectiva de la ecuación (2.1) (descrita a través de las variables hidráulicas Q -caudal-, velocidad media $-U$ - y Área mojada $-A_c$ -) se evalúa a través de dos vías alternativas. La primera corresponde a la teoría de geometría hidráulica propuesta por Leopold y Maddock (1953; Vélez, 2001) quienes relacionaron las características geométricas de la sección (profundidad y ancho) y las características hidráulicas del flujo (velocidad en la sección y caudal en el cauce) mediante relaciones potenciales como las mostradas en la ecuación (2.2) (Vélez, 2001).

$$(2.2) \quad \begin{aligned} U &= aQ^b ; \text{ con } a \text{ y } b \text{ constantes} \\ H &= \alpha Q^\beta ; \text{ con } \alpha \text{ y } \beta \text{ constantes} \end{aligned}$$

La segunda alternativa corresponde a la utilización de la ecuación de Manning (ecuación (2.3)), donde R [L] denota el radio hidráulico de la sección, n el coeficiente de rugosidad de Manning y S la pendiente de la línea de energía, la cual puede asumirse igual a la pendiente del canal bajo las suposiciones de geometría uniforme y flujo permanente. Cabe anotar que la geometría del canal asumida bajo este enfoque corresponde a un canal trapezoidal.

$$(2.3) \quad U = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2}$$

La evaluación del transporte difusivo recae principalmente en la estimación del coeficiente de dispersión longitudinal, E , y del tratamiento numérico que se hace a dicho parámetro para considerar efectos de dispersión numérica que se desprenden de la resolución espacial y temporal que se emplea para representar el sistema estudiado. Para su estimación, el modelo QUAL2Kw emplea la propuesta de Fisher (1979; Chapra, 1997), la cual hace parte de un amplio grupo de propuestas que permiten estimarlo a partir de variables hidráulicas de una corriente en algún tramo

característico de la misma. En la ecuación (2.4) se presenta la correlación propuesta por Fisher (1979), donde B [L] denota el ancho medio del canal de flujo, H [L] la profundidad media de flujo y U^* [LT^{-1}] la velocidad de corte, y cuya utilización se restringe a condiciones de flujo con números de Froude menores a 0.5 (Kashefipour & Falconer, 2002).

$$(2.4) \quad E_p = 0.011 \frac{U^2 B^2}{HU^*} \quad ; \text{ con } U^* = \sqrt{gHS}$$

Como ya se mencionó, la discretización numérica de la ecuación (2.1) induce numéricamente un valor de dispersión numérica que supera el valor estimado a partir de las propiedades físicas del sistema, de acuerdo con la ecuación (2.5). Por esta razón, el modelo de dispersión se emplea de la siguiente manera (QUAL2Kw – Manual de usuario):

- Si $E_n < E_p$, el valor del coeficiente de dispersión empleado es $E_p - E_n$.
- Si $E_n > E_p$, el valor del coeficiente de dispersión empleado es igual a cero.

donde, E_n [L^2T^{-1}] denota la dispersión numérica inducida por una discretización espacial Δx [L] (ecuación (2.5)), y E_p [L^2T^{-1}] corresponde a la dispersión física estimada a partir de la ecuación (2.4).

$$(2.5) \quad E_n = \frac{U\Delta x}{2}$$

2.2 MODELOS ADZ Y TS

En escenarios de caudales bajos en corrientes, en los cuales los problemas de contaminación son más agudos, los tiempos reales de residencia de los contaminantes transportados por la masa de agua son altamente sensibles a la configuración geométrica del canal de flujo, tanto transversal como longitudinalmente. La mayor parte de los modelos de transporte de solutos apoyados en las ecuaciones de Saint Venant no tienen en cuenta efectos locales como los que pueden ocasionar secuencias de saltos y rápidas, o zonas de almacenamiento lateral. Dichos efectos, propios de corrientes meándricas, ocasionan que el agua y el contaminante transportado sean retenidos en zonas que producen un efecto de almacenamiento a lo largo del lecho y bancas del canal, para ser luego liberados una vez que el frente principal de la onda de contaminante ha pasado (Seo et al., 1991). En las últimas dos décadas, dos tipos de aproximaciones se han desarrollado para atender

dichos problemas: el modelo ADZ -Aggregated dead zone- y el modelo TS -Transient storage- (Lees et al., 2000).

2.2.1 Modelo ADZ

En el modelo ADZ, el transporte de una sustancia en un tramo de canal tiene la misma estructura conceptual de un canal lineal seguido de un embalse lineal tal como se ilustra en la Figura 2.3. Una sustancia que ingresa al tramo con una concentración $C_u(t)$ sufre inicialmente un transporte advectivo que toma un tiempo τ y posteriormente ingresa a una zona de mezcla activa que consta de un tanque completamente mezclado de volumen V , menor que el volumen V_a del tramo, en el que la sustancia es retenida un tiempo T_r .

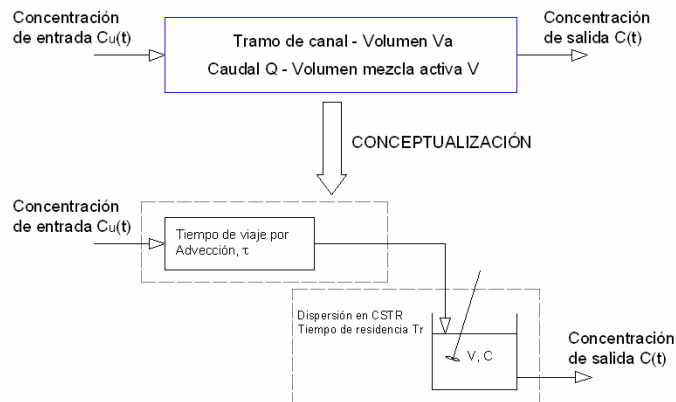


Figura 2.3. Esquema conceptual del modelo ADZ. Tomada y modificada de Lees et al. (2000)

El modelo que describe la transformación de una sustancia conservativa en un tramo como el mostrado en la Figura 2.3, viene dado por la ecuación (2.6).

$$(2.6) \quad \frac{dC(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} [C_u(t - \tau) - C(t)]$$

A diferencia de un modelo del tipo CSRT, la concentración de salida $C(t)$ en el modelo ADZ es diferente a la concentración media, $\bar{C}(t)$, al interior del tramo, pero se asume que éstas son proporcionales entre sí de acuerdo con la ecuación (2.7), donde DF define el parámetro fundamental del modelo ADZ que es denominado *Fracción Dispersiva* (factor menor que la unidad). Igual relación puede ser planteada para los volúmenes V y V_a , de tal forma que el parámetro DF puede estimarse tal como se indica en la ecuación (2.8), donde la variable \bar{t} representa el tiempo total de

residencia de la sustancia dentro del tramo, es decir, que es la suma de tiempo τ en la zona advectiva y el tiempo T_r en la zona de mezcla activa.

$$(2.7) \quad \bar{C}(t) = DF \times C(t)$$

$$(2.8) \quad DF = \frac{V}{V_a} = \frac{Tr}{t}$$

Cuando se emplean sustancias conservativas como trazadores es posible estimar experimentalmente los parámetros de transporte del modelo ADZ empleando para ello las distribuciones de concentración registradas aguas arriba y aguas abajo de un tramo específico. En la Figura 2.4 se esquematizan los parámetros del modelo en las señales registradas en una corriente.

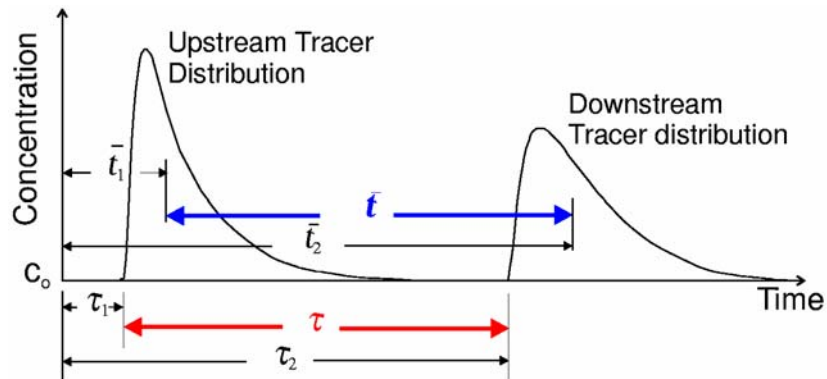


Figura 2.4. Representación de los parámetros del modelo ADZ para dos señales de registro de una sustancia conservativa -trazador- (Tomada de Lees et al., 1999)

2.2.2 Modelo TS

Los modelos de almacenamiento temporal o modelos TS (por sus siglas en inglés) corresponden a una extensión de la ecuación ADR que permite diferenciar una zona de flujo y otra de almacenamiento en una misma sección transversal de una corriente. Se asumen entonces diferentes concentraciones en cada una de dichas zonas de tal forma que para la zona de flujo (canal principal) la ecuación que gobierna el transporte viene dada por la ecuación (2.9) y para la zona de almacenamiento esta gobernada por la ecuación (2.10) (Lees et al., 1999), donde c [ML^{-3}] denota la concentración del zona de flujo, c_s [ML^{-3}] la concentración del zona de almacenamiento, A [L^2] es el área transversal del canal principal de flujo, A_s [L^2] es el área transversal de la zona de

almacenamiento y α es el coeficiente de intercambio entre la corriente y la zona de almacenamiento.

$$(2.9) \quad \frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial c}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \alpha(c_s - c)$$

$$(2.10) \quad \frac{\partial c_s}{\partial t} = -\alpha \frac{A}{A_s} (c - c_s)$$

2.3 PLATAFORMA HIDROSIG

Con la aparición de los sistemas de información geográfica (SIG), la representación espacial distribuida de variables climatológicas, geomorfológicas y la configuración topológica de redes de drenaje superficiales se ha hecho mucho más simple, así como la manipulación de la información empleada para dicha representación. De esta manera, modelos hidrológicos, hidrogeológicos y otros concebidos inicialmente de manera agregada a nivel regional o de unidades fundamentales de análisis, como cuencas, se han abierto paso hacia escalas menores definidas por zonas pertenecientes a un mismo tipo desde el punto de vista de equivalencia para la respuesta del sistema (Vélez, 2001).

Los modelos distribuidos desarrollados para la simulación de la calidad del agua de corrientes han aparecido principalmente como una necesidad de identificar tanto las fuentes no puntuales o difusas de contaminación así como las cargas contaminantes provenientes de ellas, lo cual es fácil de hacer para cargas puntuales donde el volumen de contaminante se descarga desde una simple fuente identificable (Chapman, 1992; León et al., 2001; Sivertun et. al, 2003). En general, la distribución de sustancias como nutrientes y sólidos suspendidos se evalúa a través de modelos distribuidos de calidad de agua, los cuales tienen en cuenta factores como usos y tipos del suelo, pendiente del terreno, direcciones de drenaje y modelos de elevación digital (MED), todos ellos representados espacialmente gracias al desarrollo de los SIG. Modelos como el GIS-USLE (Sivertun et. al, 2003), WATFLOOD (León et al., 2001) y el modelo desarrollado por UNIANDES (2002) para todo el territorio colombiano, son algunos ejemplos de modelación distribuida de la calidad del agua de corrientes.

El Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos (PARH) de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, desarrolló el SIG de libre acceso (licencia y código fuente), HidroSIG, que contiene un atlas interactivo hidro-climático de Colombia que permite visualizar, manipular y analizar variables geofísicas distribuidas espacialmente, así como el análisis de series de tiempo de registros hidrológicos. HidroSIG contiene módulos para estimar parámetros geomorfológicos a partir de MED, incluyendo la extracción y ordenamiento de redes de canales de flujo de acuerdo con la aproximación de Strahler – Horton, funciones de ancho topológico y geométrico, longitud de canales, curvas hipsométricas, etc. (UNALMED, 2003). Restrepo y Jiménez (2004) introdujeron una nueva componente en HidroSIG orientada a la evaluación de la distribución espacial y temporal de una sustancia conservativa a lo largo de las redes de drenaje extraídas en dicho SIG.

Dicha herramienta se apoya en estructuras de datos ráster con las que se representa un MED y sus respectivas redes de drenaje. Éste permite estimar la concentración de sustancias provenientes de derrames puntuales sobre una corriente en cualquier punto de la red de drenaje y en cualquier instante de tiempo en el período de simulación. Se empleó el método explícito de Mac-Cormack (1969; en Chapra, 1997) en la solución numérica de la ecuación ADR (ecuación 2.1.1), donde c denota la concentración de la sustancia que es función del tiempo y de la posición a lo largo de la dirección principal de flujo x , U [LT^{-1}] denota la velocidad media de flujo a lo largo del canal, E [L^2T^{-1}] es el coeficiente de dispersión longitudinal y W [MT^{-1}] es la carga externa introducida al cuerpo de agua proveniente de un afluente, descarga de agua residual, etc. La aplicabilidad numérica del modelo está definida en función de números adimensionales que dependen de la resolución espacial (determinada por la resolución de los mapas) y temporal (escogida por el usuario para garantizar estabilidad del esquema numérico) del problema.

$$(2.11) \quad \frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial c}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{W}{V}$$

2.3.1 Ventajas

La topología de redes de drenaje puede ser definida de acuerdo con las necesidades del usuario, y la interacción con objetos geográficos tipo punto (cargas externas) y línea (corrientes) hace más dinámico el proceso de simulación. En la 0 se esquematizan algunas propiedades relevantes en el desarrollo de la aplicación, cada uno de los cuales se convierte, en cierta medida, en limitaciones de la misma.

(ver 0a). Por otro lado, se asumen tramos geoméricamente uniformes representados sólo por el área mojada del canal (0b), sin hacer ningún tipo de inferencias a la pendiente de fondo, al ancho medio, a la profundidad media, entre otros factores relevantes en la definición de parámetros difusivos y en un mejor acercamiento a las condiciones hidrodinámicas del problema. Junto con el caudal, el área mojada de los tramos definidos permite estimar la velocidad media de flujo, responsable del transporte advectivo de las sustancias introducidas en la red de drenaje.

El tipo de cargas contaminantes consideradas en el modelo MUTC es de tipo puntual. Cuando hay más de una fuente puntual a lo largo de la corriente, el efecto es acumulativo, es decir, que se aplica el principio de superposición teniendo en cuenta que la ecuación adoptada para representar el transporte de sustancias es lineal (Thomann y Mueller, 1987). Consideraciones de cargas difusas, sólo pueden abordarse asumiendo éstas como una serie de cargas puntuales consecutivas, aunque en el desarrollo del modelo no se hizo ningún tipo de simulación bajo tales consideraciones. En la 0c se esquematiza lo anterior.

Tal como fue desarrollado, la discretización espacial del MUTC de una corriente se hace de acuerdo con la resolución espacial de la estructura “raster” en la cual se apoya el modelo. En Restrepo y Jiménez (2004) se encontró que en estructuras “raster” muy finas respecto a la longitud total de los canales que sean definidos en un problema determinado, los tiempos de ejecución eran bastante altos ya que la discretización temporal necesaria para garantizar la estabilidad numérica del algoritmo implementado eran también muy fina.

3. MARCO TEÓRICO

En el Capítulo 2 se hizo una revisión general de la evolución y estado del proceso de modelamiento de la calidad del agua en corrientes y se señalaron tres líneas importantes de trabajo: a) *Procesos de transformación de sustancias*, considerados ampliamente en el desarrollo de modelos como el USEPA-QUAL, b) *procesos hidrodinámicos* que determinan el movimiento de solutos en la masa de agua y, c) la utilización de *Herramientas SIG* en la implementación de modelos de calidad de aguas.

Las primeras aproximaciones al transporte de solutos en ríos incorporadas en la plataforma HydroSIG en el año 2004 y la compleja dinámica hídrica del río Sinú, permiten realizar la extensión de dicho trabajo a la simulación de la calidad del agua del río teniendo en cuenta la dinámica del oxígeno disuelto (OD) y la de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), empleando para la representación hidrodinámica del problema las ecuaciones de Saint Venant que corresponden a la base teórica del software HEC – RAS 3.1.3. La plataforma HydroSIG aquí utilizada, corresponde a la herramienta SIG propuesta para la simulación y visualización de diversos escenarios relevantes a la luz de la calidad del agua del río Sinú.

En este capítulo se presentan los fundamentos teóricos que hay detrás de cada una de las líneas de trabajo ya mencionadas. Se abordan inicialmente las adiciones y/o modificaciones realizadas sobre la base inicial del modelo MUTC, examinando cada uno de los términos o componentes de la ecuación ADR. Posteriormente se hace una breve descripción del modelo hidráulico HEC-RAS empleado en la definición de las variables hidráulicas de la ecuación ADR y, finalmente, se aborda la aproximación numérica de la ecuación ADR y se describen los esquemas numéricos para la solución de las ecuaciones en ambos estados de flujo, permanente y no permanente.

3.1 ECUACIÓN DE TRANSPORTE ADVECCIÓN – DISPERSIÓN - REACCIÓN

De acuerdo con las limitaciones del modelo de transporte implementado en HydroSIG mencionadas en el numeral 2.3.2, se deben realizar varias modificaciones sobre éste para extender su aplicación al modelamiento de OD y DBO, ya que la transformación de dichas sustancias

conlleva a un planteamiento más elaborado de la ecuación de transporte empleada en la primera versión del modelo MUTC, el cual depende del número y detalle de los procesos a representar y de los propósitos del modelo adoptado (Whitehead et al., 1997). La principal modificación se enfoca en la incorporación de las condiciones hidrodinámicas del problema de transporte para tener en cuenta diferentes escenarios hidrológicos en los sistemas estudiados, o para tener en cuenta diferentes escenarios de operación del embalse Urrá, en el caso particular de la cuenca del río Sinú. Dichos resultados pueden ser llevados a formato “*raster*” de tal forma que se tenga una representación distribuida de la información, compatible con los vertimientos, aportes naturales de contaminación y caudal, y estaciones de monitoreo incorporadas en HidroSIG.

3.1.1 Flujo de oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es una de las variables empleadas como indicador general de la calidad de un sistema acuático. En cierta medida, el nivel de oxígeno determina el tipo de procesos (aeróbicos o anaeróbicos) que tienen lugar durante la oxidación o reducción de material introducido naturalmente o antrópicamente en un cuerpo de agua, procesos entre los que se encuentran la reaireación, la oxidación de materia orgánica (DBO), la nitrificación, la respiración de algas, entre otros.

Las fuentes de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua incluyen la reaireación desde la atmósfera, la producción de oxígeno por fotosíntesis de plantas acuáticas, la desnitrificación y las cargas externas de OD. Los consumos de OD, por su parte, incluyen la oxidación de material carbonáceo (DBOC ó DBO) y nitrogenáceo (DBON - nitrificación), la demanda de oxígeno por sedimentos (demanda béntica) y la respiración de plantas acuáticas (Loucks et al., 2005). En la Figura 3.1 se esquematizan los flujos de OD en un volumen de control, donde se representan en rojo los flujos negativos (consumos) y en azul los flujos positivos (fuentes).

El desarrollo histórico de modelos de flujo de oxígeno, nitrógeno y fósforo tuvo su partida en el modelo pionero de Streeter – Phelps, el cual es el modelo incorporado en la modificación del modelo MUTC como generalización de la sustancia genérica considerada hasta el trabajo de Restrepo y Jiménez (2004).

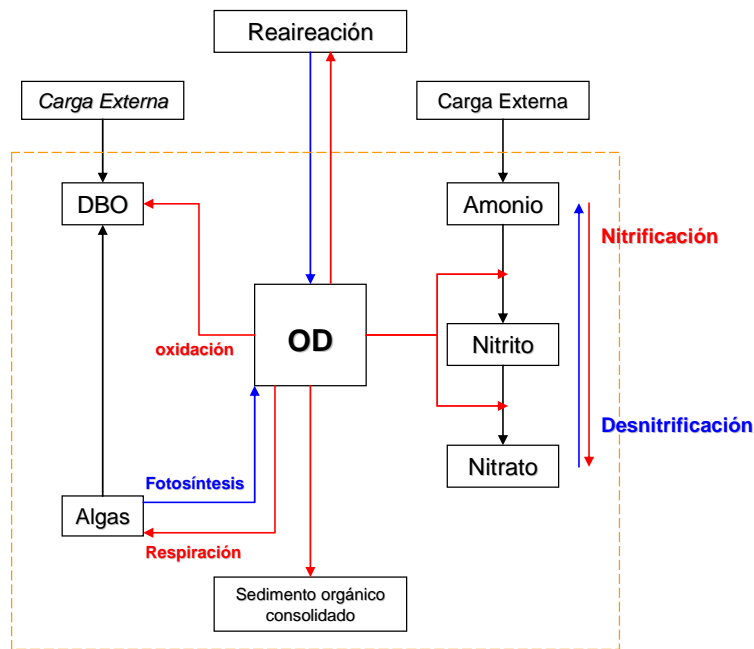


Figura 3.1. Representación conceptual del flujo de oxígeno en un volumen de control

3.1.1.1 Modelo Streeter – Phelps

El flujo de oxígeno en los diferentes procesos químicos en los que participa se da a través de reacciones químicas que se consideran, generalmente, como de primer orden (Chapra, 1997; Sawyer et al., 2001) o como reacciones consecutivas del mismo orden, tal como se consideró en estudios en el río Ohio que condujeron a la formación de la base del modelamiento matemático de OD a través del trabajo de Streeter y Phelps (1925; Thomann et al., 1987; Loucks & Van Beek, 2005).

En el modelo de Streeter – Phelps, los dos mecanismos primarios que gobiernan el flujo de OD en una corriente sometida a descargas de aguas residuales son la descomposición de materia orgánica y la reaireación (Chapra, 1997). La ecuación clásica de dicho modelo se deriva de una reacción consecutiva en la que el déficit de oxígeno producido por la oxidación biológica de materia orgánica (DBO) se ve posteriormente disminuido por la reaireación que tiene lugar en el cuerpo de agua. En la Figura 3.2 se esquematiza la reacción, donde la velocidad en la primera fase, k_r , corresponde a la tasa total de remoción de material orgánico biodegradable que en sistemas naturales viene influenciado tanto por la tasa de descomposición de la materia orgánica, k_d , como por pérdidas por la sedimentación de la misma, k_s . Por esta razón, la tasa total de remoción de materia orgánica suele expresarse de acuerdo con la ecuación (3.1).

$$(3.1) \quad k_r = k_d + k_s$$

La velocidad de la segunda fase de la reacción mostrada en la Figura 3.2 corresponde a la tasa de reaireación, k_a , que representa el intercambio de oxígeno entre la atmósfera y la masa de agua (numeral 3.1.1.4). Ésta ha sido ampliamente estudiada y existen diversas propuestas para su estimación, entre las cuales se encuentran las de O'Connor y Dobbins, Churchill y Owens y Gibs (Chapra, 1997).

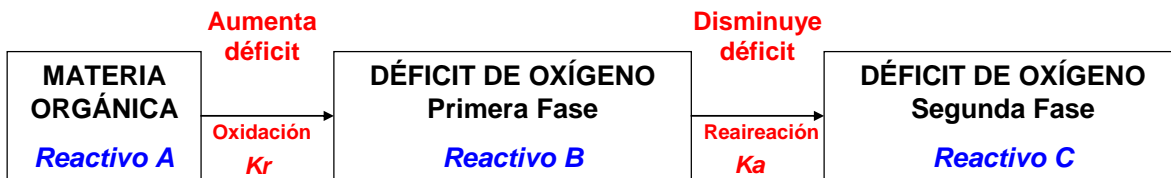


Figura 3.2. Reacción consecutiva del modelo Streeter - Phelps

En general, la velocidad de la mayoría de las reacciones químicas y biológicas aumenta con la temperatura (Chapra, 1997; Sawyer et al., 2001) y aunque existen reglas simplificadas para evaluar la tasa de cambio de dichas velocidades, análisis rigurosos apoyados en la ecuación de Arrhenius (ver Chapra, 1997) permiten relacionar la velocidad de una reacción a una temperatura estándar (generalmente de 20 °C) con alguna otra temperatura T [°C]. La ecuación (3.2) representa la propuesta generalizada para considerar el efecto de la temperatura sobre la velocidad de reacciones de primer orden y en la Tabla 3.1 se presenta el valor medio e intervalos de variación de los coeficientes incluidos en la ecuación (3.2), para diferentes procesos. Así, se tiene:

$$(3.2) \quad k_{(T)} = k_{(20)} \theta^{T-20}$$

donde, $k_{(T)}$ es la velocidad de la reacción a una temperatura, T , $k_{(20)}$ es la velocidad de la reacción a 20 °C y θ es una constante que depende del tipo de proceso (ver Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Valores típicos de θ , tasas de oxidación de materia orgánica $-k_{\text{DBOC}}$ - y tasas de reaireación $-k_a$ - para diferentes procesos (Tomada y modificada de Loucks & Van Beek, 2005).

Parámetro	Valor	Unidades
k_a , ríos lentos y profundos	0.1 - 0.4	día^{-1}
k_a , condiciones típicas	0.4 - 1.5	día^{-1}
k_a , ríos rápidos y profundos	1.5 - 4.0	día^{-1}
k_a , aguas rápidas y pandas	4.0 - 10.0	día^{-1}

Parámetro	Valor		Unidades
k_{DBOC} , descargas sin tratamiento	0.35 (0.20-0.50)	_b	día ⁻¹
k_{DBOC} , tratamiento primario	0.20 (0.10-0.30)	_b	día ⁻¹
k_{DBOC} , lodos activados	0.075 (0.05-0.10)	_b	día ⁻¹
θ_{DBOC}	1.04	_a	—
	1.047	_a	—
	1.04 (1.02-1.09)	_c	—
θ_r	1.024 (1.005 - 1.030)	_c	—
a - Schnoor (1996) ; b - Thomann y Mueller (1987) ; c - Chapra (1997)			

Referidos a la Figura 3.2, si las velocidades de cada reacción consecutiva considerada en el modelo Streeter – Phelps se asumen de primer orden, entonces las ecuaciones diferenciales que describen las velocidades de desintegración y formación de los reactivos y productos son como se muestran en la ecuación (3.3) y en la ecuación (3.4) (Sawyer et al., 2001), donde C_A [ML⁻³] denota el contenido de materia orgánica remanente expresado en equivalentes de oxígeno, que en adelante será denotado como L , y, C_B denota el déficit de oxígeno disuelto en el agua que será expresado como D .

$$(3.3) \quad -\frac{dC_A}{dt} = k_d C_A \Leftrightarrow -\frac{dL}{dt} = k_d L$$

$$(3.4) \quad \frac{dC_B}{dt} = k_d C_A - k_a C_B \Leftrightarrow \frac{dD}{dt} = k_d L - k_a D$$

Si para el tiempo $t = 0$ se tiene una concentración inicial de materia orgánica L_0 y un déficit de oxígeno $D = D_0$, las ecuaciones (3.3) y (3.4) se pueden integrar para obtener:

$$(3.5) \quad L = L_0 e^{-k_d t}$$

$$(3.6) \quad D = D_0 e^{-k_a t} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d t} - e^{-k_a t} \right) ; \text{ con } D = 0, \text{ a } t = 0$$

Las ecuación (3.6) corresponde al caso más simple del modelo Streeter – Phelps, el cual puede ser extendido para considerar los procesos de transporte advectivo y dispersivo en corrientes, de

acuerdo con la ecuación ADR. De esta manera, el término $k.c$ de la ecuación (3.7), que representa una sustancia genérica c , puede reescribirse para materia orgánica o DBO y OD tal como se muestra en el grupo de ecuaciones (3.8).

$$(3.7) \quad \frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial c}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - kc + \frac{W}{V}$$

$$(3.8) \quad \begin{aligned} \frac{\partial L}{\partial t} &= -U \frac{\partial L}{\partial x} + E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - k_r L \\ \frac{\partial D}{\partial t} &= -U \frac{\partial D}{\partial x} + E \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + k_d L - k_a D \end{aligned}$$

En los siguientes numerales se discuten aspectos relacionados con cada uno de los términos o componentes que dan forma a la ecuación ADR para DBO y OD, derivadas del modelo de Streeter – Phelps.

3.1.1.2 Demanda bioquímica de oxígeno

La DBO es una variable que se emplea como indicador del contenido de materia orgánica en el agua, expresado en términos del oxígeno que requieren bacterias aeróbicas durante la estabilización de la materia orgánica susceptible de descomposición, es decir, aquella que sirve como alimento a las mismas (Sawyer et al., 2001). Los vertimientos de agua residual e industrial constituyen las mayores fuentes de DBO sobre aguas superficiales, las cuales se consideran no contaminadas (sólo desde el punto de vista de la variable) para valores de DBO por debajo de 2 mg/l, mientras que aquellas contaminadas pueden llegar a tener valores de DBO por encima de 10 mg/l, particularmente cerca del punto de descarga (Chapman, 1992). En la Tabla 3.2 se muestran los umbrales que actualmente se especifican en Colombia y el grado de tratamiento asociado para la potabilización de aguas superficiales, en función de variables mínimas de análisis físico-químicos y microbiológicos.

Tabla 3.2. Niveles de calidad de agua establecidos para la potabilización de fuentes superficiales (Tomada del RAS2000, numeral B.3.3.2.1)

Parámetros	Análisis según		Nivel de calidad de acuerdo al grado de contaminación			
	Norma técnica NTC	Standard Method ASTM	1. Fuente aceptable	2. Fuente regular	3. Fuente deficiente	4. Fuente muy deficiente
DBO 5 días	3630					
Promedio mensual mg/L			≤ 1,5	1,5 – 2,5	2,5 – 4	>4

Parámetros	Análisis según		Nivel de calidad de acuerdo al grado de contaminación			
	Norma técnica NTC	Standard Method ASTM	1. Fuente aceptable	2. Fuente regular	3. Fuente deficiente	4. Fuente muy deficiente
Máximo diario mg/L			1 - 3	3 - 4	4 - 6	>6
Coliformes totales (NMP/100 mL)						
Promedio mensual		D-3870	0 - 50	50 - 500	500 - 5000	>5000
Oxígeno disuelto mg/L	4705	D-888	>=4	>=4	>=4	<4
PH promedio	3651	D 1293	6,0 - 8,5	5,0 - 9,0	3,8 - 10,5	
Turbiedad (UNT)	4707	D 1889	<2	2 - 40	40 - 150	>= 150
Color verdadero (UPC)			<10	10 - 20	20 - 40	>= 40
Gusto y olor		D 1292	Inofensivo	Inofensivo	Inofensivo	Inaceptable
Cloruros (mg/L - Cl)		D 512	< 50	50 - 150	150 - 200	300
Fluoruros (mg/L - F)		D 1179	<1,2	<1,2	<1,2	>1,7
GRADO DE TRATAMIENTO						
- Necesita un tratamiento convencional			NO	NO	Sí, hay veces (ver requisitos para uso FLDE : literal C.7.4.3.3)	SI
- Necesita unos tratamientos específicos			NO	NO	NO	SI
- Procesos de tratamiento utilizados			(1) = Desinfección + Estabilización	(2) = Filtración Lenta o Filtración Directa + (1)	(3) = Pretratamiento + [Coagulación + Sedimentación+ Filtración Rápida] o [Filtración Lenta Diversas Etapas] + (1)	(4) = (3) + Tratamientos específicos

La prueba empleada para la estimación de la DBO es esencialmente un procedimiento de bioensayo que mide el oxígeno consumido por los organismos vivos (especialmente las bacterias) al utilizar la materia orgánica de un residuo, en condiciones lo más semejante posible a las del medio natural (Sawyer et al, 2001). Teóricamente, la variación del oxígeno disuelto en una muestra de agua empleada en una prueba de DBO tiene un comportamiento como el que se muestra en la Figura 3.3, el cual varía de acuerdo con la velocidad a la cual se desarrolla la reacción cinética y está influenciado por factores que incluyen el tipo de materia orgánica presente en la muestra, el tipo y nivel de tratamiento de las aguas servidas antes de ser vertidas a fuentes receptoras, la capacidad de los organismos presentes en la muestra para utilizar la materia orgánica y la temperatura del agua. En la Figura 3.4a se muestra el efecto de la velocidad de la reacción sobre el curso de la curva de DBO, donde se observa que para un mismo tiempo, t , el porcentaje de materia orgánica consumida es menor conforme la velocidad de la reacción disminuye.

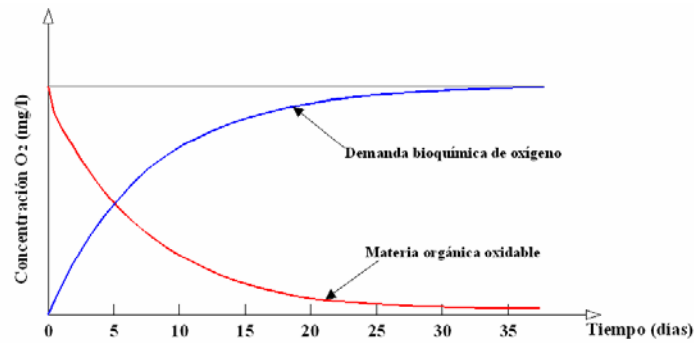
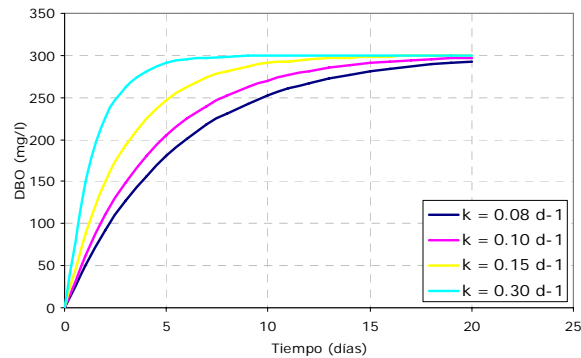
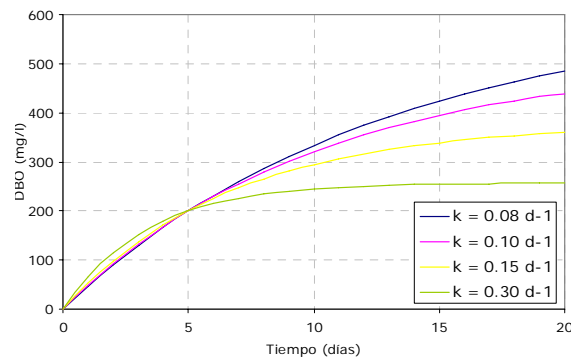


Figura 3.3. Patrón general de reacción de DBO y contenido de materia orgánica en una muestra de agua.

De acuerdo con lo anterior, el principal parámetro necesario en el modelamiento del contenido de materia orgánica oxidable remanente, L , corresponde a la tasa de remoción k_d ya que además de definir el curso de la reacción, permite estimar la DBO final o última también necesaria en el proceso de modelamiento. En la Figura 3.4b se muestra el efecto que tiene el valor de k_d sobre el estado final de la reacción aún para un mismo valor de DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días de incubación de las bacterias).



(a) Efecto de la velocidad k sobre la reacción de la DBO



(b) Efecto de la velocidad k sobre la DBO final (con base en una DBO₅ de 200 mg/l)

Figura 3.4. Velocidad de reacción de la demanda bioquímica de oxígeno

En la ecuación (3.3) del numeral 3.1.1.1 se presentó la ecuación que define el contenido de materia orgánica remanente conforme se sintetiza en una reacción de primer orden. La ecuación que gobierna la reacción de la DBO con su respectiva solución se muestra en la ecuación (3.10) que resulta de la diferencia entre el contenido inicial de materia orgánica, L_0 , y el contenido de la misma en un tiempo t , donde la velocidad de reacción antes descrita se denota como k_d ya que en pruebas de laboratorio sólo el efecto bacteriano se captura en la reacción y los efectos de remoción por sedimentación no se tienen en cuenta. Por otro lado, con frecuencia, las muestras recolectadas contienen ciertas bacterias autótrofas, en especial bacterias nitrificantes, que en grandes poblaciones pueden introducir errores importantes en la estimación de la DBO si su acción no se inhibe adecuadamente (Sawyer et al., 2001; Chapman, 1992). Dicho efecto se manifiesta en una curva de demanda de oxígeno como la mostrada en la Figura 3.5, de ahí que se use un período de incubación de 5 días en la prueba de DBO para estimar la bien conocida DBO_5 en planes de muestreo, junto con la suposición de que la reacción se completa en 20 días correspondientes a la DBO_{20} . De esta manera, puede emplearse la solución de la ecuación (3.11) para estimar la tasa de descomposición k_d a partir de la ecuación (3.10).

$$(3.9) \quad -\frac{dL}{dt} = k_d L \Rightarrow L = L_0 e^{-k_d t}$$

$$(3.10) \quad DBO = L_0 - L \Rightarrow DBO = L_0 (1 - e^{-k_d t})$$

$$(3.11) \quad k_d = \frac{1}{5} \ln \left(\frac{DBO_{20}}{DBO_{20} - DBO_5} \right)$$

Si se asume que en el proceso de medición de la DBO se inhibe el efecto de bacterias nitrificantes y que la DBO última en el proceso de oxidación de materia orgánica puede estimarse de acuerdo con la ecuación (3.12) (Chapra, 1997), una vía alterna para estimar la tasa de descomposición, k_d , puede abordarse iterativamente a partir de la ecuación (3.13) de tal forma que la DBO estimada a los 20 días iguale la DBO_{20} en las pruebas de laboratorio.

$$(3.12) \quad L_0 = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5k_d}};$$

$$(3.13) \quad DBO_{20} = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5k_d}} (1 - e^{-20k_d})$$

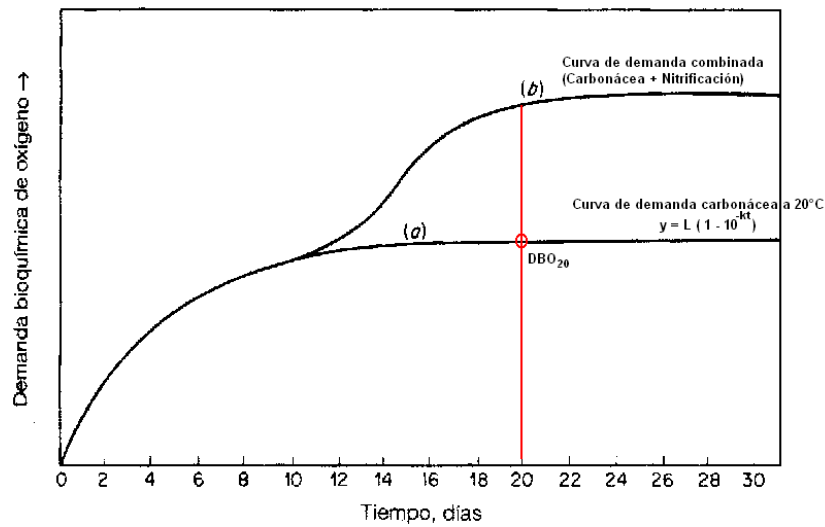


Figura 3.5. Efecto de procesos de nitrificación sobre ensayos de DBO (Tomada de Sawyer et al., 2001)

3.1.1.3 Estado de saturación de oxígeno

Uno de los factores que determina la capacidad de auto depuración de fuentes naturales es la solubilidad del oxígeno en la masa de agua, la cual, en aguas dulces, varía entre valores alrededor de 14.6 mg/l a 0 °C, hasta aproximadamente 7 mg/l a 35 °C, a 1 atm de presión (Sawyer et al., 2001). La variabilidad que tiene este parámetro está determinada, principalmente, por tres factores: temperatura, salinidad y variaciones en la presión debidas a la elevación.

Como se mencionó en el numeral 3.1.1.1, la temperatura favorece la actividad biológica conforme su valor aumenta, pero, además, ocasiona una disminución en la solubilidad del oxígeno proveniente de la atmósfera. Por esta razón, desde un punto de vista ambiental, las condiciones cíticas relacionadas con deficiencia de oxígeno ocurren con mayor frecuencia en períodos de verano. Diversos desarrollos empíricos se han presentado para determinar la variabilidad de la concentración de saturación de oxígeno como función de la temperatura. La APHA -*American Public Health Association*- presentó en 1992 (Chapra, 1997) la ecuación (3.14), empleada por modelos como el QUAL2K.

$$(3.14) \quad \ln O_{sf} = -139.34411 + \frac{1.575701 \times 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \times 10^7}{T_a^2} + \frac{1.243800 \times 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_a^4}$$

donde O_{sf} (mg/l) denota la concentración de saturación de oxígeno en agua dulce a 1 atm de presión, y T_a la temperatura absoluta (°K), dada por la ecuación (3.15).

$$(3.15) \quad T_a = T(^{\circ}C) + 273.15$$

Por su parte, la solubilidad del oxígeno es menor en aguas salinas que en aguas limpias y su variabilidad puede evaluarse a partir de la ecuación (3.16), donde O_{ss} (mg/l) denota la concentración de saturación de oxígeno a 1 atm de presión, y S (g/l) la salinidad del agua.

$$(3.16) \quad \ln O_{ss} = \ln O_{sf} - S \left(1.7674 \times 10^{-2} - \frac{1.0754 \times 10^1}{T_a} + \frac{2.1407 \times 10^3}{T_a^2} \right)$$

Junto con las ecuaciones (3.14) y (3.16), la APHA propuso el grupo de ecuaciones 0 para establecer la dependencia del nivel de saturación de oxígeno con la presión. Allí, p (atm) representa la presión atmosférica, p_{sw} (atm) la presión parcial de vapor de agua y θ un parámetro adimensional que depende de la temperatura T (°C):

$$O_{sp} = O_{sf} p \left[\frac{\left(1 - \frac{p_{wv}}{p}\right)(1 - \theta p)}{\left(1 - p_{wv}\right)(1 - \theta)} \right]; \quad \begin{aligned} \ln p_{sw} &= 11.8571 - \frac{3840.70}{T_a} - \frac{216.961}{T_a^2} \\ \theta &= 0.000975 - 1.426 \times 10^{-5} T + 6.436 \times 10^{-8} T^2 \end{aligned}$$

Otras propuestas como la de Gameson y Robertson (1955; citado por Barrera et al., 2002) pueden emplearse para estimar la concentración de oxígeno de saturación, y se basan en la elevación de la región estudiada. Barrera et al. (2002) utilizaron dicha propuesta junto con la regionalización de la temperatura media multianual realizada por Chávez y Jaramillo (1998) en el desarrollo de su modelo nacional de calidad de agua. En las ecuaciones (3.17) y (3.18) se muestra la vía para estimar la concentración de saturación y la temperatura media multianual, respectivamente, donde Z denota la altura sobre el nivel del mar (msnm) y T (°C) la temperatura promedio para diferentes regiones de Colombia.

$$(3.17) \quad O_s = \frac{475}{T + 33.3} e^{-\frac{Z}{8631}}$$

$$(3.18) \quad \begin{aligned} T &= 29.42 - 0.0061Z; & \text{Zona Andina} \\ T &= 27.72 - 0.0055Z; & \text{Zona Atlántica} \\ T &= 27.05 - 0.0057Z; & \text{Zona Pacífica} \\ T &= 27.37 - 0.0057Z; & \text{Región Oriental} \end{aligned}$$

3.1.1.4 Proceso de reaireación

Para condiciones ideales, la concentración de saturación de oxígeno en el agua u otros gases como nitrógeno y dióxido de carbono, entre otros, puede estimarse a través de la Ley de Henry, que establece que existe flujo de un gas en la interfaz atmósfera – agua hasta que se alcanza el equilibrio entre la presión parcial del gas en la atmósfera y la concentración en la fase acuosa (Chapra, 1997). Dicho equilibrio está representado por la ecuación (3.19), donde p_{gas} (atm) representa la presión parcial del gas en la atmósfera, c (mol m^{-3}) es la concentración de la fase disuelta del gas y H_e ($\text{atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$) es la constante de Henry que varía para cada gas y con la temperatura.

$$(3.19) \quad H_e = \frac{P_{gas}}{c} \Rightarrow O_s = \frac{P_{oxígeno}}{H_e}$$

La ley de Henry representa, entonces, el estado de equilibrio del flujo de oxígeno entre la atmósfera y el agua (estado de saturación), sin embargo, típicamente los niveles de oxígeno en la mayoría de los cuerpos de agua naturales difieren de la saturación y se generan variaciones en las transferencias de oxígeno que pueden ser, incluso, desde el agua hacia la atmósfera en escenarios de sobresaturación propios de sistemas con altas cantidades de biomasa vegetal que producen mucho oxígeno a través de fotosíntesis (Toman & Mueller, 1987). De acuerdo con lo anterior, si bien la ley de Henry es una ley de equilibrio, ésta sirve para indicar qué tan lejos del equilibrio está un sistema líquido-gas, lo que a su vez es un factor que influye en la velocidad de transferencia del gas (Sawyer et al., 2001) que es proporcional a la diferencia entre la concentración de equilibrio dada por la ley de Henry y la concentración real en el líquido, o [ML^{-3}], de acuerdo con la expresión (3.20) para oxígeno.

$$(3.20) \quad \frac{do}{dt} \propto (O_s - o)$$

Existen algunos modelos de transferencia de gases entre los cuales se encuentra el modelo de doble capa de Whitman, aplicable a cuerpos de agua como lagos y estuarios, y el modelo de

renovación superficial, comúnmente usado en corrientes (Chapra, 1997), que expresan la ley de proporcionalidad (3.20) en términos de la velocidad de intercambio de oxígeno entre la fase líquida y la fase gaseosa, siendo ésta su principal diferencia ya que en la primera dicha tasa se considera proporcional a la difusividad del oxígeno en el agua y en la segunda se considera proporcional a la raíz cuadrada del mismo parámetro. En la ecuación (3.21), que corresponde a un modelo de transferencia de un reactor completamente mezclado donde la constante de proporcionalidad, k_a , se denomina *coeficiente de reaireación volumétrico* [T^{-1}].

$$(3.21) \quad \frac{do}{dt} = k_a (O_s - o)$$

En el numeral anterior se mencionaron algunas estrategias empíricas para determinar el estado de saturación de oxígeno en una masa de agua, O_s , teniendo en cuenta variaciones de temperatura, presión y salinidad, en tanto que el parámetro k_a se estima, generalmente en corrientes de agua, mediante el uso de ecuaciones empíricas que relacionan variables hidráulicas como la profundidad de flujo y la velocidad media con la velocidad de transferencia de oxígeno. En la Tabla 3.3 se presentan diferentes propuestas para la estimación del coeficiente de reaireación, donde se observa que en todos los casos el valor de dicho parámetro disminuye conforme la profundidad o el caudal aumentan. Dicha relación es característica en ríos o corrientes de planicie; sin embargo, Holguín y Camacho (2003) encontraron que en ríos de montaña aumentos de caudal inducen aumentos en la tasa o velocidad de reaireación de las corrientes debido a que en este tipo de ríos, apreciables macro-rugosidades y secuencias de saltos y pozos aumentan la turbulencia del agua.

La ecuación (3.21) constituye una de las componentes del modelo Streeter-Phelps presentado en el numeral 3.1.1.1 tanto para el transporte de OD como de DBO, sólo que allí (ver ecuación (3.8)) la reacción de transferencia es expresada en función del déficit de oxígeno que no es más que la diferencia ($O_s - o$).

Tabla 3.3. Correlaciones para determinar la reaireación a partir de las características hidráulicas de una corriente (tomada de Cox, 2003; Chapra y Pelletier, 2004).

Método	Ecuación	Aplicabilidad				
		Caudal (m ³ /s)	Profundidad media (m)	Velocidad media (m/s)	Pendiente de energía (m/1000m)	k _a (20°C) (día ⁻¹)
O'Connor and Dobbins (1958)	$k_a = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$		0.30-9.14	0.15-0.49	0.027-3.6	0.04-11.1
Churchill et al. (1962)	$k_a = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}}$	27-489	0.61-3.35	0.55-1.52	0.126-2.35	0.52-12.8
Owens et al. (1964)	$k_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}}$	0.08-1.03	0.12-0.73	0.03-0.55	0.156-10.6	0.71-113
Tsvoglou and Neal (1976)	$k_a = 31.183US$	0.0283-0.4247			0.095-56.8	0.08-305
	$k_a = 15.308US$	0.4247-84.938				-
Thackston and Dawson (2001)	$k_a = 2.16(1+9F^{0.25}) \frac{U^*}{H}$ $U^* = \sqrt{gR_h S}$					
USGS (Pool-riffle) Melching and Flores (1999)	$k_a = 517(US)^{0.524} Q^{-0.242}$	0.0028-210	0.0457-3.05	0.003-1.83	0.01-60	-
	$k_a = 596(US)^{0.528} Q^{-0.136}$			> 0.556		-
USGS (Channel-control) Melching and Flores (1999)	$k_a = 88(US)^{0.313} H^{-0.353}$			< 0.556		-
	$k_a = 142(US)^{0.333} H^{-0.66} B_i^{-0.243}$			> 0.556		-

k_a : Coeficiente de reaireación (d⁻¹) ; *H*: profundidad de flujo (m)
U: velocidad media de flujo (m/s) ; *F*: número de Froude (adimensional)
Q: caudal (m³/s) ; *S*: pendiente de fondo del canal
*U**: velocidad de corte (m/s) ; *R_h*: radio hidráulico (m)
B_i: ancho superficial del canal (m)

3.1.1.5 Condiciones anóxicas

En los numerales precedentes se describieron las herramientas matemáticas y empíricas que permiten representar los procesos cinéticos de OD y DBO a través del modelo Streeter – Phelps, en el que el déficit de oxígeno inducido por demanda bioquímica de oxígeno tiende a ser disminuido por la transferencia de oxígeno entre la atmósfera y el agua. Una modificación adicional del modelo ha sido propuesta por Gundelach y Castillo (1976; Chapra, 1997; Toman y Mueller, 1987) para considerar aquellos casos en los que altos contenidos de materia orgánica se introducen en una corriente hasta agotar completamente el oxígeno disuelto.

En condiciones anaerobias o anóxicas (sin oxígeno), la reducción de materia orgánica por la acción biológica está limitada por la cantidad de oxígeno que ingresa desde la atmósfera de acuerdo con la ecuación (3.22), que corresponde a una reacción cinética de orden cero. De esta manera las ecuaciones que gobiernan el transporte de OD y DBO se presentan en el grupo de ecuaciones (3.24), respectivamente.

$$(3.22) \quad -\frac{dL}{dt} = k_a O_s$$

$$(3.23) \quad \begin{aligned} \frac{\partial L}{\partial t} &= -U \frac{\partial L}{\partial x} + E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - k_r L \\ \frac{\partial D}{\partial t} &= -U \frac{\partial D}{\partial x} + E \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + k_d L - k_a D \end{aligned}$$

$$(3.24) \quad \begin{aligned} \frac{\partial L}{\partial t} &= -U \frac{\partial L}{\partial x} + E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - k_a O_s \\ \frac{\partial D}{\partial t} &= -U \frac{\partial D}{\partial x} + E \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} \end{aligned}$$

(a) Modelo Streeter – Phelps para condiciones aeróbicas

(b) Modelo Streeter – Phelps para condiciones anaeróbicas

En la Figura 3.6 se esquematiza el perfil de OD en una corriente que adquiere condiciones anóxicas alrededor de 10 Km aguas abajo del sitio de inyección de una carga externa de materia orgánica. En la *Zona Anaeróbica* el contenido de materia orgánica se comporta linealmente hasta que la corriente ingresa a la *Zona de recuperación*, la cual se define desde la abscisa donde las cantidades $k_d L$ y $k_a D$ son iguales (relación igual a la unidad en la Figura 3.6).

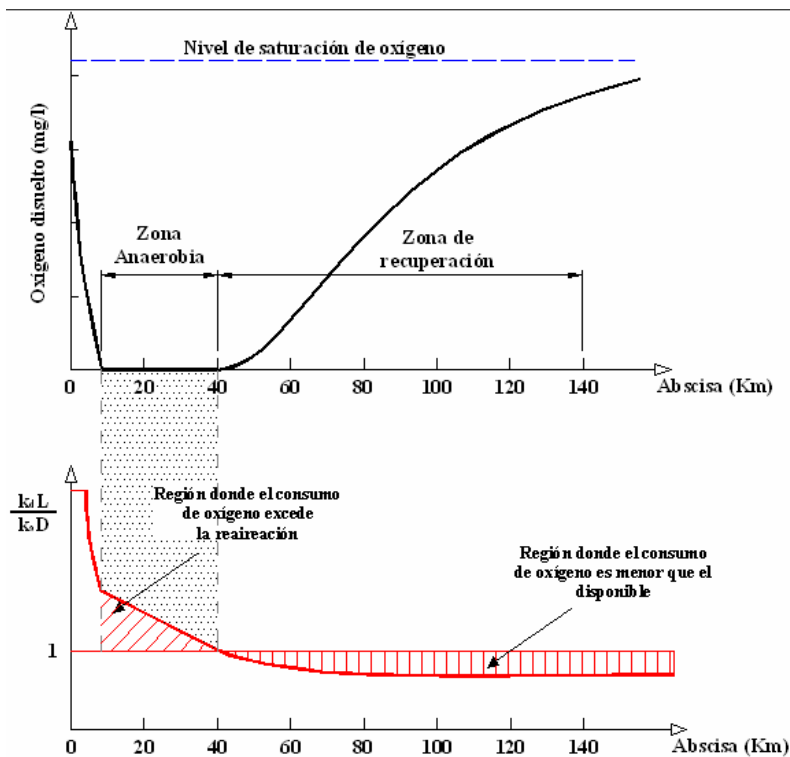


Figura 3.6. Esquema general de la variación de OD y la relación entre la oferta y la demanda de oxígeno en una corriente (Tomada y modificada de Thomann y Mueller, 1987)

3.1.1.6 Mecanismos de transporte

Las reacciones que describen los cambios de OD y DBO fueron ya descritas como parte fundamental del modelo desarrollado inicialmente por Streeter – Phepls. Sin embargo, restan por describir dos componentes adicionales de la ecuación ADR, correspondientes al transporte y a la transformación inducida por las condiciones hidrodinámicas de la corriente estudiada. En la Figura 3.7 se esquematizan los procesos de transporte considerados en la ecuación ADR, *advección* y *dispersión/difusión*. En el primero, la sustancia transportada sólo sufre traslación en la dirección preferencial de flujo sin sufrir cambios en su concentración, sin embargo, en el segundo proceso sí se inducen cambios en la concentración de la sustancia debidos a los gradientes de velocidad y a la turbulencia que experimenta la sustancia mientras es transportada. La deducción de la ecuación ADR teniendo en cuenta dichos procesos puede encontrarse en (Chapra, 1997; Restrepo y Jiménez, 2004; Loucks et al., 2005).

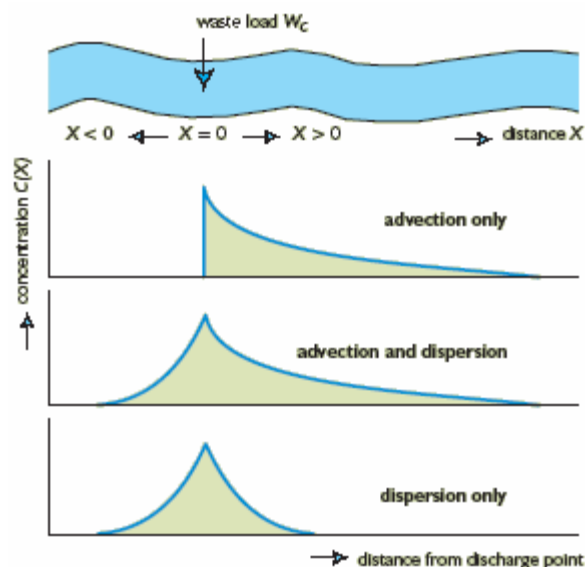


Figura 3.7. Representación esquemática de los procesos de advección y dispersión/difusión (Tomada de Loucks & Van Beek, 2005)

La componente advectiva de la ecuación ADR está representada por la velocidad media de flujo, la cual define los tiempos de viaje de una sustancia así como condiciones de reaeración de acuerdo con las correlaciones presentadas en el numeral 3.1.1.4.

El parámetro requerido para representar el transporte difusivo del modelo descrito por la ecuación ADR es el coeficiente de dispersión longitudinal, E , cuya estimación, desde el punto de vista práctico, se hace a partir de correlaciones empíricas de parámetros hidráulicos y geométricos de la corriente, tal como se hace en el desarrollo inicial de modelo MUTC o en los modelos QUAL. Varios autores, por ejemplo Kashefipour & Falconer (2001), presentan una revisión de las correlaciones disponibles para la estimación del parámetro E y generan, a partir de la información base de los diferentes estudios citados en su trabajo, una nueva expresión que de acuerdo con los procesos de validación que realizan, arroja mejores resultados en la estimación de este parámetro. Dentro de las correlaciones empleadas se encuentran las de McQuivey and Keefer (1974), Fischer (1979), Koussis and Rodriguez-Mirasol (1998) y Seo and Cheong (1998). Estas propuestas arrojan coeficientes de dispersión que difieren considerablemente entre sí, aún utilizando las mismas condiciones de flujo (Duque y Ruiz, 2003), por lo cual es recomendable obtener los parámetros difusivos propios del cuerpo de agua que quiere ser modelado, a partir de trazadores. En la Tabla 3.4 se presentan las correlaciones recopiladas y propuestas por Kashefipour & Falconer (2002) y la Tabla 3.5 se presentan algunos valores reportados en la literatura.

Tabla 3.4. Propuestas empíricas para estimar el coeficiente de dispersión longitudinal en ríos (m^2/s).

AUTOR	CORRELACIÓN PROPUESTA
McQuivey y Keefer	$E = 0.058 \frac{Q}{SB} \quad \text{para } F \leq 0.5$
Fisher	$E = 0.011 \frac{U^2 B^2}{HU_*}$
Seo y Cheong	$E = 5.915 HU_* \left(\frac{B}{H} \right)^{0.620} \left(\frac{U}{U_*} \right)^{1.428}$
Koussis y Rodríguez-Mirasol	$E = 0.6 \frac{U_* B^2}{H}$
Kashefipour and Falconer (a)	$E = 10.612 HU \left(\frac{U}{U_*} \right)$
Kashefipour and Falconer (b)	$E = \left[7.428 + 1.775 \left(\frac{B}{H} \right)^{0.620} \left(\frac{U_*}{U} \right)^{0.572} \right] HU \left(\frac{U}{U_*} \right)$
	E : coeficiente de dispersión longitudinal ; B: Ancho del canal U : velocidad media de flujo ; U* : velocidad cortante H : profundidad de flujo ; F : número de Froude

Tabla 3.5. Intervalos experimentales de medición de coeficientes de dispersión longitudinal en diversos estudios

	Profundidad (m)		Ancho (m)		Velocidad media (m/s)		E experimental (m^2/s)	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
McQuivey y Keefer	0.26	4.75	12.50	202.70	0.21	1.55	4.65	891.87
Fischer	0.49	2.13	15.90	59.40	0.14	0.86	9.50	53.88
Seo y Cheong	0.22	4.94	11.90	533.40	0.13	1.74	1.90	1486.45
Kashefipour y Falconer	0.22	4.94	11.90	533.40	0.13	1.74	1.90	1486.45

3.1.2 Componente hidrodinámica

Las ecuaciones de Navier Stokes y las ecuaciones de Saint Venant (caso unidimensional de las primeras) son tal vez la mejor herramienta analítica disponible en la reproducción de condiciones de flujo y cubren una amplia gama de fenómenos que van desde circulación de mareas hasta flujos de

baja escala al interior de tuberías o placas. En cualquier caso, deben identificarse los procesos más relevantes a partir de los cuales es posible reproducir de manera aceptable la realidad del fenómeno bajo estudio. El tránsito de caudales es un caso más de aplicación de dichas ecuaciones, el cual es la herramienta utilizada en este trabajo para representar las variables hidráulicas que definen el transporte de OD y DBO a lo largo de una corriente a través de advección y dispersión.

Para calcular los perfiles de flujo se utiliza el modelo HEC-RAS desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos (USACE). Este modelo calcula el perfil de flujo para régimen permanente usando la ecuación de la energía a través del método estándar por pasos y en el caso de régimen transitorio resuelve las ecuaciones de Saint Venant completas a través de un método en diferencias finitas implícitas presentado inicialmente por Fread y modificado por Barkau (1982, citado por Brunner, 2002a). Es importante mencionar que las expresiones utilizadas por este modelo fueron desarrolladas para flujo de aguas claras, es decir, sin considerar las variaciones debidas a altas concentraciones de sedimentos como es el caso particular de los lahares, flujo de lodos y flujo de escombros que presentan fuertes variaciones en las propiedades básicas de los fluidos como viscosidad, densidad, etc. haciendo que el comportamiento del flujo sea el de un fluido no newtoniano. Para el caso de simulaciones de calidad de agua, mediante la aplicación de la ecuación ADR, el modelo HEC-RAS provee una buena aproximación a las condiciones de flujo representadas por variables como velocidad media, profundidad, ancho superficial, etc..

El principio de conservación de energía para el tránsito en régimen permanente se define a partir de la ecuación (3.25), cuyos parámetros se ilustran en la Figura 3.8.

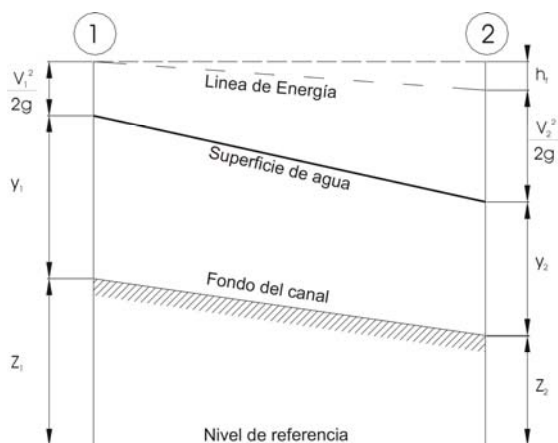


Figura 3.8. Esquema utilizado para el tránsito de flujo permanente gradualmente variado.

$$(3.25) \quad H = z + d \cos \theta + \alpha \frac{V^2}{2g}$$

donde z es la elevación del fondo del canal, d es la profundidad de flujo medida en dirección perpendicular a la superficie libre, $d \cos \theta = y$ es la profundidad de flujo y α es el factor de corrección de energía cinética. Si la ecuación anterior se deriva respecto al eje x (dirección de flujo) se puede llegar a:

$$(3.26) \quad \frac{dd}{dx} = \frac{S_0 - S_f}{\cos \theta + \frac{\alpha}{2g} \frac{dV^2}{dx}}$$

Al asumir que el canal es de baja pendiente, $\alpha=1$ y $\cos \theta=1$. Así la ecuación (3.26) se reduce a:

$$(3.27) \quad \frac{dy}{dx} = \frac{S_0 - S_f}{1 + F_r^2}$$

donde F_r es el número de Froude.

En el caso del modelo HEC-RAS la ecuación (3.27) se soluciona por el método estándar por pasos y las pérdidas de fricción se evalúan a partir de la ecuación de resistencia de Manning. Las pérdidas locales se asocian a coeficientes de expansión y contracción los cuales deben ser definidos por el usuario con base en un criterio hidráulico específico (Brunner, 2002a). Durante el procedimiento numérico se calcula la pendiente media del canal a partir de un valor de profundidad supuesto y que depende del tipo de control o de régimen de flujo (crítico, supercrítico o subcrítico). A ésta pendiente se asocia una velocidad media de la sección transversal y un factor de transporte que depende del coeficiente de resistencia al flujo (Chow, 1994). Con estos valores se calcula una nueva profundidad de flujo y se verifica que el error se encuentre por debajo de una tolerancia pre-establecida (Brunner, 2002a).

En los métodos de tránsito no permanente se utilizan la ecuación de conservación de masa (3.28) y la ecuación de conservación de cantidad de movimiento (3.29) para calcular las características en el desplazamiento de la onda o hidrograma de creciente. Dicho par de ecuaciones conforman las ecuaciones de Saint-Venant (Henderson, 1966; Cunge, 1980; Chow, 1994, Brunner, 2002a), propuestas por primera vez por Barre de Saint – Venant en 1871. Las ecuaciones de Saint-

Venant se aplican para un volumen diferencial de fluido bajo las hipótesis de distribución hidrostática de presiones, viscosidad interna despreciable con respecto a la fricción externa, densidad constante del fluido, pendiente de la canal pequeña y superficie de agua paralela al fondo del canal a lo largo de éste (Henderson, 1966; Chow, 1994). Su solución permite definir la propagación de la onda de inundación a lo largo del canal.

3.1.2.1 Ecuación de conservación de masa

La ecuación de conservación de masa en forma diferencial para un modelo 1D se escribe como:

$$(3.28) \quad \frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} - q = 0$$

donde A es el área transversal, Q es el caudal a través de la sección de área A , y q es el caudal aportado como fuente o sumidero al volumen de control. En esta ecuación, el primer término se asocia a la variación de la masa al interior del volumen de control, el segundo término permite modelar la variación del caudal a lo largo de la dirección de flujo y el tercer término es el flujo lateral (entradas por precipitación o salidas por infiltración) que en el caso de máximos se asume es pequeño (tiende a cero) con respecto al caudal que circula por el canal principal (Singh, 1996). Para casos en los cuales se incluyen tránsitos para caudales medios, los aportes laterales deben ser incluidos en forma de hidrogramas o aportes permanentes (caudales base).

3.1.2.2 Ecuación de Conservación de la cantidad de movimiento

La forma conservativa de esta ecuación, muy útil en el modelamiento de secciones transversales asociadas a canales naturales se presenta a continuación:

$$(3.29) \quad \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial z}{\partial x} + gAS_f - gAS_o = 0$$

donde $z = z_{ref}(x) + y$ es la cota a la superficie libre del agua [L]; t , es el tiempo [T]; x es la distancia en la dirección principal del flujo [L]; g la aceleración de la gravedad [L^2/T], A el área de la sección transversal [L^2], Q el caudal [L^3/T], y , la profundidad de flujo [L] y S_f , la pendiente de la línea de energía que se estima mediante una ecuación de resistencia (Chézy, Manning, etc). Ahora, dividiendo la ecuación (3.29) por gA se obtiene:

$$(3.30) \quad \frac{1}{g} \frac{\partial V}{\partial t} + \frac{V}{g} \frac{\partial V}{\partial x} + \frac{\partial y}{\partial x} - S_o + S_f = 0 \quad \text{con} \quad \frac{\partial y}{\partial x} + S_o = \frac{\partial h}{\partial x}$$

La ecuación (3.30) es la forma no conservativa de la ecuación de conservación de cantidad de movimiento para canales rectangulares.

En la ecuación (3.30), $\frac{1}{g} \frac{\partial V}{\partial t}$ es el término de aceleración local; $\frac{V}{g} \frac{\partial V}{\partial x}$ es el de la aceleración convectiva; $\frac{\partial y}{\partial x}$ la presión diferencial; S_o la pendiente del fondo (efectos gravitacionales); y S_f la pendiente de fricción (fuerzas friccionales). Dependiendo de la escogencia o no de cada uno de estos términos, se pueden generar esquemas matemáticos simplificados que facilitan la solución de las ecuaciones sin mayor pérdida de precisión. Con respecto a esto, se han propuesto un sinnúmero de esquemas de solución para cada una de las simplificaciones de las ecuaciones de Saint Venant, simplificaciones que derivan en la onda cinemática, en la onda de difusión, en la onda cuasipermanente y en la onda dinámica (Montoya, 2005). El uso de cada uno de los modelos depende de parámetros como la pendiente del canal y el tamaño y forma de la hidrógrafa (Brunner, 2002a).

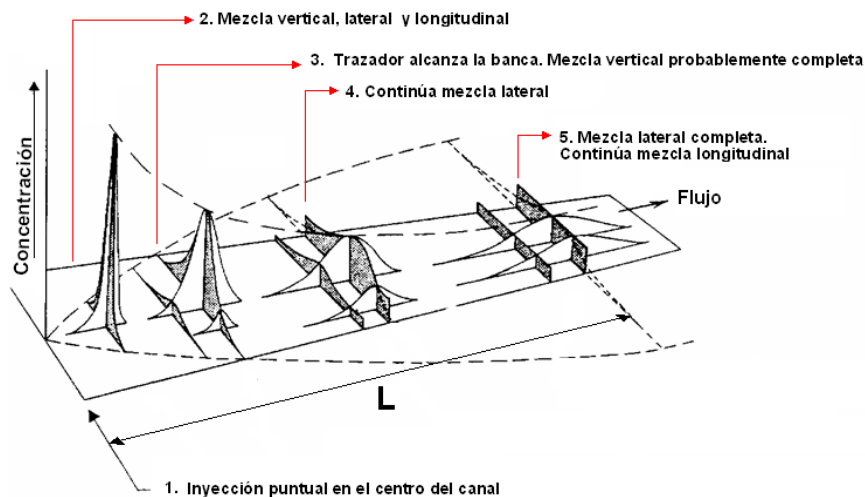
Para definir si el modelo dinámico (solución de las ecuaciones completas y que está presente en el software HEC-RAS) es el más adecuado para el modelamiento del río Sinú, se puede hacer uso de los números adimensionales de onda (Montoya, 2005).

3.1.3 Cargas puntuales externas

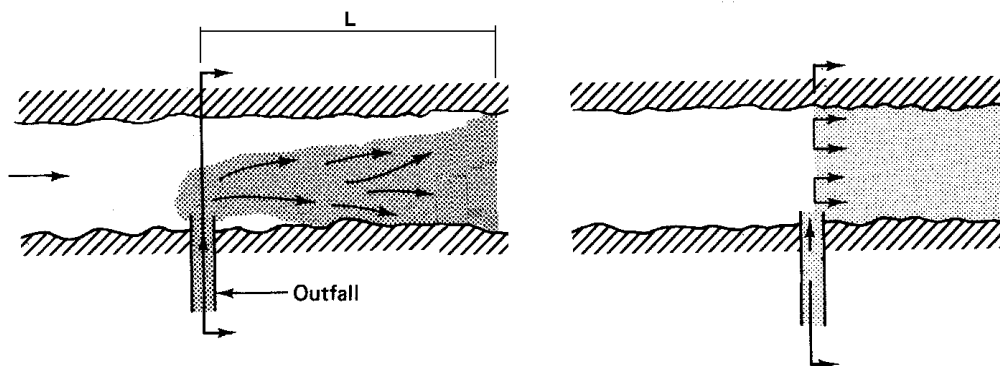
Las sustancias contaminantes que alcanzan un cuerpo de agua provienen de fuentes puntuales o fuentes difusas (no puntuales), cuya mayor diferencia radica en que las fuentes puntuales son fácilmente identificables al igual que las acciones correctivas sobre las mismas (Chapman, 1992).

En la ecuación ADR, se parte del supuesto de que los solutos introducidos puntual o difusamente en la corriente (los que pueden considerarse como una serie de descargas puntuales distribuidas a lo largo de la corriente a la que convergen) sufren una mezcla instantánea con la masa de agua que las transporta. En la Figura 3.9a se esquematizan las características de mezcla que sufriría una descarga puntual realizada en una sección transversal hacia aguas abajo, considerando además de mezcla longitudinal mezcla transversal. Como puede observarse, sólo a una distancia L aguas abajo del punto de inyección la mezcla lateral se hace uniforme, sitio donde la suposición del

modelo ADR adquiere validez. La longitud L , mostrada en la Figura 3.9a, corresponde a la longitud de mezcla.



(a) Mezcla longitudinal y lateral (tomada y modificada de Leibundgut et al., 1992)



(b) Diferencias entre modelo bidimensional de mezcla (izq) y modelo unidimensional de mezcla (der) (tomada de Thomann et al., 1987)

Figura 3.9. Patrones de mezcla de una descarga puntual

3.2 APROXIMACIÓN NUMÉRICA DE LA ECUACIÓN ADR

Como se mencionó en el Capítulo 2, uno de los factores que permite diferenciar la gama modelos de calidad de aguas existentes, es el esquema de aproximación numérica que emplean para su implementación.

En este trabajo, se implementaron dos esquemas de aproximación basados en el método de las diferencias finitas aplicado a la ecuación de transporte ADR, tanto para la DBO como para la OD.

La idea fundamental de dichos métodos es que las derivadas de la ecuación diferencial que representa el fenómeno estudiado se aproximan por expresiones basadas en diferencias entre los valores de la variable dependiente (concentraciones) en puntos específicos de una malla numérica. La diferentes vías a través de las cuales las derivadas se expresan por dichas diferencias son llamadas *aproximaciones en diferencias finitas* (Cunge et al., 1980). En la Figura 3.10 se muestra la discretización topológica de una corriente en diferentes volúmenes de control, en donde cada una de las interfaces entre volúmenes consecutivos definen la posición espacial de un nodo. La posición temporal de un nodo, representada por el eje vertical de la Figura 3.10, define diferentes estados en el tiempo de cada uno de las posiciones espaciales de la corriente, de tal forma que los puntos discretos o nodos definen la malla numérica del problema, la cual puede ser regular o irregular según la aproximación en diferencias finitas que se emplee y según los requerimientos del modelo a emplear de acuerdo con las configuración física del sistema. En la Figura 3.10 se muestra una malla numérica irregular, la cual es más fina en inmediaciones de la confluencia de un tributario a la corriente principal.

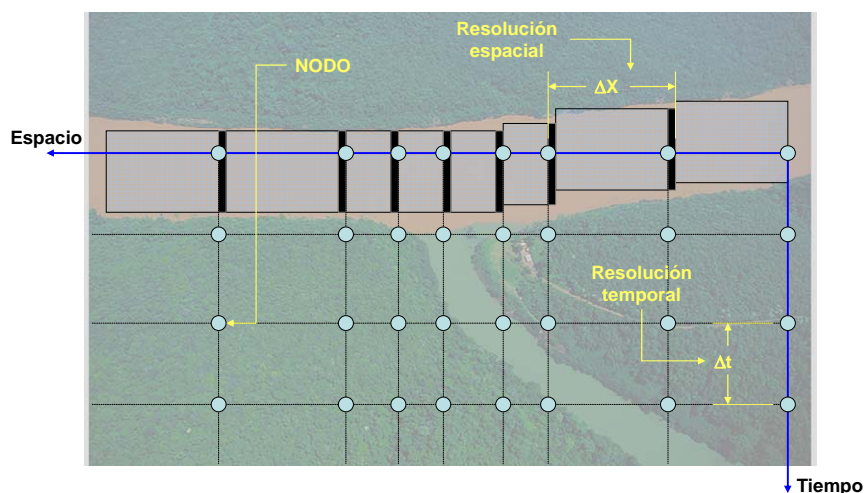


Figura 3.10. Representación conceptual de la malla numérica de un caso unidimensional

Para el estado permanente de flujo, se emplea un esquema numérico implícito para resolver la ecuación ADR, y para el estado transitorio un esquema explícito. Referidos a la Figura 3.11, la diferencia fundamental entre dichos esquemas es que en los primeros las aproximaciones a las derivadas espaciales se hacen en un nivel temporal $t+1$ y en los segundos en el nivel temporal t (ver Figura 3.11). En adelante, el superíndice t denotará puntos en el dominio temporal y de igual forma lo hará el subíndice i para puntos en el dominio espacial.

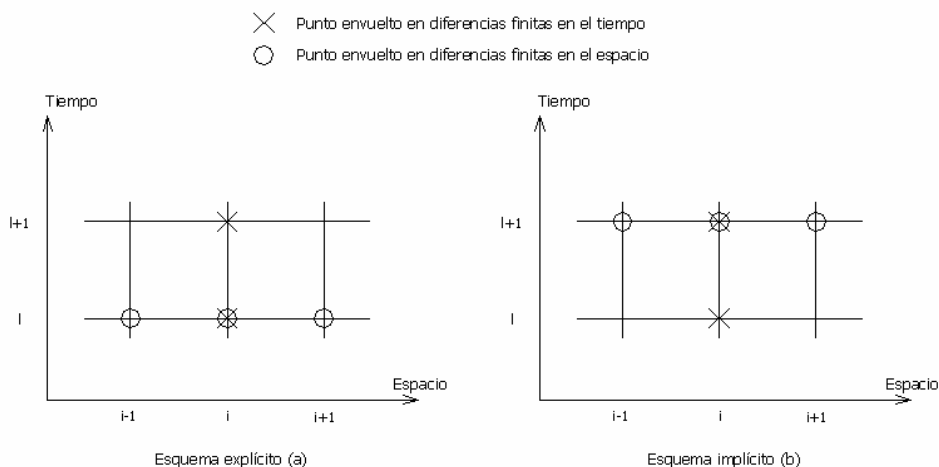


Figura 3.11. Esquematización de la diferencia entre esquemas numéricos explícitos (a) e implícitos (b).

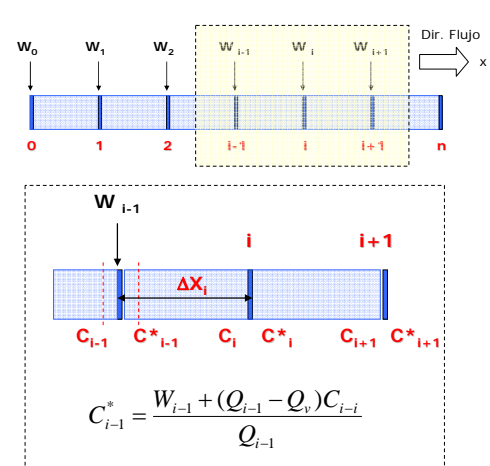
Los esquemas numéricos implícitos exigen mayor esfuerzo de procesamiento numérico y computacional, ya que las aproximaciones en diferencias finitas utilizadas envuelven más de una variable desconocida en cada ecuación planteada. Esto conlleva a que la solución general del problema se haga mediante el planteamiento de un sistema lineal de ecuaciones en el que la concentración de todos los nodos de la malla numérica se resuelve simultáneamente para el nivel $t+1$. Por el contrario, en los esquemas explícitos las concentraciones del dominio se resuelven secuencialmente en cada nodo de la malla numérica a partir de los valores estimados en el paso de tiempo anterior.

3.2.1 Esquema numérico para estado permanente de flujo

En numerales anteriores se generalizó la ecuación ADR en el modelo MUTC para incluir los procesos de transformación de la OD y la DBO de acuerdo con el modelo de Streeter – Phelps. En la Tabla 3.6 se muestra el modelo matemático correspondiente al estado permanente de flujo y se retoma la ecuación de transporte considerada en el desarrollo inicial del MUTC (Restrepo y Jiménez, 2004), donde, además de resaltar la generalización de ésta última para considerar la OD y la DBO, cabe mencionar la ausencia del término W/V en las ecuaciones gobernantes, ya que V , al depender de la resolución espacial de la discretización numérica, genera alta influencia en la concentración que se obtenga en el nodo correspondiente al sitio de vertimiento. En la Tabla 3.6 se muestra, además, una corriente que, en general, puede tener cargas externas W en cada uno de sus nodos y la propuesta para independizar el problema de la concentración en el sitio de descarga de la

resolución espacial, en la cual una concentración C_{i-1}^* se estima inmediatamente aguas abajo del vertimiento en función de la concentración C_{i-1} inmediatamente aguas arriba, los caudales de la corriente (Q) y el vertimiento (Q_v) y la carga externa W_{i-1} .

Tabla 3.6. Ecuación ADR para estado permanente de flujo

Variable	Ecuación ADR	
DBO	$0 = -U \frac{\partial L}{\partial x} + E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - k_r L$	
OD	$0 = -U \frac{\partial D}{\partial x} + E \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + k_a L - k_a D$	
MUTC (Restrepo y Jiménez, 2004)	$0 = -U \frac{\partial c}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - kc + \frac{W}{V}$	
		<p>D: Déficit ; $D = O_s - o$; E: Coeficiente de dispersión longitudinal</p> <p>U: velocidad media de flujo ; k_r: Tasa total de remoción de DBO</p> <p>k_a: coeficiente de reaireación ; L: Demanda bioquímica de oxígeno</p> <p>c: concentración de una sustancia genérica ; x: Dimensión preferencial de flujo</p>

La aproximación en diferencias finitas de la ecuación ADR para la OD y la DBO se presentan en las ecuaciones (3.31) y (3.32) respectivamente, donde las derivadas de primer orden se aproximan con diferencias finitas hacia atrás y las derivadas de segundo orden con diferencias finitas centradas (Wood, 1993; Chapra, 1997). Nótese que las diferencias están planteadas hacia atrás en función de los valores L_{i-1}^* y D_{i-1}^* para considerar el efecto de cargas puntuales externas y que los valores de i van desde $i = 1$ hasta $i = n$, de tal forma que resulta un total de n ecuaciones con $n+2$ incógnitas teniendo en cuenta los valores L_0 y L_{n+1} (ó D_0 y D_{n+1} en el caso del déficit de oxígeno), que corresponden a las concentraciones en la frontera del dominio espacial. Las ecuaciones son:

$$(3.31) \quad 0 = E_{i-1} \frac{L_{i+1} - 2L_i + L_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})^2} - U_{i-1} \frac{L_i - L_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})} - k_r^{i-1} L_i ; \forall i = 1, \dots, n$$

$$(3.32) \quad 0 = E_{i-1} \frac{D_{i+1} - 2D_i + D_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})^2} - U_{i-1} \frac{D_i - D_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})} - k_a^{i-1} D_i + k_r^{i-1} L_i; \forall i = 1, \dots, n$$

De acuerdo con las ecuaciones (3.31) y (3.32), y teniendo en cuenta que las variables L_{i-1}^* y D_{i-1}^* se pueden expresar como se mostró en la Tabla 3.6, un sistema de ecuaciones lineales para la OD y la DBO puede ser planteado tal como se indica en la Tabla 3.7, el cual, a su vez, puede ser llevado a una representación matricial y resuelto de la forma:

$$(3.33) \quad \begin{aligned} [A_{DBO}][L] &= [W_{DBO}] \Rightarrow [L] = [A_{DBO}]^{-1}[W_{DBO}]; \text{ para DBO} \\ [A_{OD}][D] &= [W_{OD}] \Rightarrow [D] = [A_{OD}]^{-1}[W_{OD}]; \text{ para OD} \end{aligned}$$

Tabla 3.7. Solución de la ecuación ADR para estado permanente de flujo

$\begin{array}{cccc c c} 1 & & & & L_0 & Cte \\ A_{DBO}^0 & B_{DBO}^0 & C_{DBO}^0 & & L_1 & D_0 \\ & A_{DBO}^1 & B_{DBO}^1 & C_{DBO}^1 & L_2 & D_1 \\ & & & & \cdot & \cdot \\ & & & & L_n & D_{n-1} \\ & & A_{DBO}^{n-1} & B_{DBO}^{n-1} & C_{DBO}^{n-1} & L_{n+1} & 0 \end{array}$	<p><i>Ecuación de nodo</i></p> $A_{i-1}L_{i-1} + B_{i-1}L_i + C_{i-1}L_{i+1} = D_{i-1} \quad ; \forall i = 1, \dots, n$ <p><i>Condiciones de frontera</i></p> $L_0 = Cte$ $L_n = L_{n+1}$ <p><i>Donde</i></p> $A_{i-1} = \left(\frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2} + \frac{U_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})} \right) \left(\frac{Q_{i-1} - Q_v^i}{Q_{i-1}} \right); \quad C_{i-1} = \frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2};$ $B_{i-1} = - \left(2 \frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2} + \frac{U_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})} + k_r^i \right); \quad D_{i-1} = - \left(\frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2} + \frac{U_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})} \right) \frac{W_{i-1}}{Q_{i-1}}$
$\begin{array}{cccc c c} 1 & & & & D_0 & Cte \\ A_{OD}^0 & B_{OD}^0 & C_{OD}^0 & & D_1 & D_0 \\ & A_{OD}^1 & B_{OD}^1 & C_{OD}^1 & D_2 & D_1 \\ & & & & \cdot & \cdot \\ & & & & D_n & D_{n-1} \\ & & A_{OD}^{n-1} & B_{OD}^{n-1} & C_{OD}^{n-1} & D_{n+1} & 0 \end{array}$	<p><i>Ecuación de nodo</i></p> $A_{i-1}D_{i-1} + B_{i-1}D_i + C_{i-1}D_{i+1} = F_{i-1} \quad ; \forall i = 1, \dots, n$ <p><i>Condiciones de frontera</i></p> $D_0 = Cte$ $D_n = L_{n+1}$ <p><i>Donde</i></p> $A_{i-1} = \left(\frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2} + \frac{U_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})} \right) \left(\frac{Q_{i-1} - Q_v^i}{Q_{i-1}} \right); \quad C_{i-1} = \frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2};$ $B_{i-1} = - \left(2 \frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2} + \frac{U_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})} + k_r^i \right); \quad F_{i-1} = - \left(\frac{E_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})^2} + \frac{U_{i-1}}{(x_i - x_{i-1})} \right) \frac{W_{i-1}}{Q_{i-1}}$

3.2.2 Esquema numérico para estado transitorio de flujo

Los procesos iniciales del transporte de un contaminante, justo después de que ha sido descargado en un cuerpo de agua receptor, son aquellos realmente dependientes de la mezcla inducida por la fluctuación de la velocidad de un punto a otro, la cual se representa por el coeficiente de dispersión longitudinal, E , descrito en el numeral 3.1.1.6. Dicho caso es uno de los posibles escenarios transitorios que puede sufrir el transporte de cualquier contaminante en un cuerpo de agua.

Como se mencionó en el numeral 2.3, el modelo MUTC se basa en el método de MacCormack para solucionar numéricamente la ecuación ADR para estado transitorio, mostrada en la Tabla 3.8 para la DBO y la OD.

Tabla 3.8. Ecuación ADR para estado transitorio de flujo

Variable	Ecuación ADR
DBO	$\frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial L}{\partial x} + E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - k_r L$
OD	$\frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial D}{\partial x} + E \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + k_d L - k_a D$
MUTC (Restrepo y Jiménez, 2004)	$\frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial c}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - kc + \frac{W}{V}$

El método de MacCormack es un esquema numérico explícito que se basa en el método de Heun (Chapra, 1997) y que permite determinar la solución numérica del problema de transporte a partir de predicciones y correcciones sucesivas. Se considera un método avanzado de solución ya que aunque no elimina el problema de estabilidad numérica si lo hace con el de la dispersión numérica, propio de esquemas simples en diferencias finitas. La estrategia de solución de la ecuación ADR a partir de éste método se describe en la Tabla 3.9 para una sustancia genérica c . La estabilidad numérica del método se controla de acuerdo con los criterios de estabilidad que serán descritos en el numeral 3.2.3.

Tabla 3.9. Metodología para la aplicación del método de MacCormack en la solución de una ecuación diferencial

PASO 1: Se estima la pendiente al inicio del intervalo de cálculo para todo el dominio espacial como:

$$(3.34) \quad \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{1,i} = E_{i-1}^t \frac{c_{i+1}^t - 2c_i^t + c_{i-1}^t}{\Delta x^2} - U_{i-1}^t \frac{c_i^t + c_{i-1}^t}{\Delta x^2} - k_{i-1}^t c_i^t$$

Los métodos convencionales, como el de Euler, estiman la pendiente dc/dt al inicio del intervalo de cálculo y la asumen igual en el resto del mismo. El método de Heun, en el cual se basa MacCormack, provee un estimativo adicional de la pendiente al final de intervalo para promediar ambos valores y asignárselo al intervalo de cálculo.

Nótese que en el primer estimativo de la pendiente dc/dt , la aproximación en diferencias finitas de la primera derivada espacial se hace hacia delante.

PASO 2: Se realiza un primer estimativo (predictor) de la concentración en un tiempo adelante a partir del método de Euler como:

$$(3.35) \quad c^{t+\Delta t}_{i,*} = c_i^t + \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{1,i} \Delta t$$

PASO 3: Una vez hechas las predicciones se estima la pendiente al final del intervalo de cálculo como:

$$(3.36) \quad \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{2,i} = E_{i-1}^{t+\Delta t} \frac{c_{i+1}^{t+\Delta t,*} - 2c_i^{t+\Delta t,*} + c_{i-1}^{t+\Delta t,*}}{\Delta x^2} - U_{i-1}^{t+\Delta t} \frac{c_i^{t+\Delta t,*} + c_{i-1}^{t+\Delta t,*}}{\Delta x^2} - k_{i-1}^{t+\Delta t} c_i^{t+\Delta t,*}$$

De igual forma, puede observarse que la aproximación en diferencias finitas de la primera derivada espacial se hace hacia atrás.

PASO 4: Se corrige el primer estimativo de la concentración en un tiempo adelante como:

$$(3.37) \quad c^{t+\Delta t}_i = c_i^t + \left(\left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{1,i} + \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{2,i} \right) \frac{\Delta t}{2}$$

Dado que $c^{t+\Delta t}_i$ es función de su predictor $c^{t+\Delta t}_{i,*}$. Heun propone realizar un proceso que consiste en reemplazar iterativamente $c^{t+\Delta t}_i$ en la ecuación (3.37) hasta obtener un mínimo de error de convergencia.

3.2.3 Criterios de estabilidad numérica

La estabilidad numérica se refiere al acotamiento que debe tener la acumulación progresiva de los errores inherentes a la aplicación de un método numérico. Dicho acotamiento, garantiza que la aproximación del problema no se desborde fuera del sentido lógico y físico del mismo.

Los problemas de estabilidad están estrechamente relacionados con la discretización espacial y temporal (Δx y Δt , respectivamente) del esquema numérico que se emplee y, aunque son muchas las resoluciones que pueden darse al dominio del problema, existen expresiones que permiten establecer relaciones entre las diferentes variables (físicas y numéricas) haciendo de la discretización un problema fácil de resolver en términos de estabilidad. Los números adimensionales asociados al problema de transporte, son los que permiten determinar la discretización espacio – temporal del problema que garantiza la estabilidad de la solución de éste.

La no positividad (Hand y Porsching [1990]) es una de las manifestaciones más usuales de inestabilidad en el problema de transporte en sistemas que poseen alta componente advectiva (Chapra, 1997).. En general, la positividad se satisface cuando:

$$(3.38) \quad \Delta t < \frac{(\Delta x)^2}{U\Delta x + 2E + k(\Delta x)^2}$$

donde U , E y k son parámetros de transporte descritos en secciones anteriores.

La desigualdad (3.38) contiene implícitamente los números adimensionales de Courant ($E=k=0$) y difusivo ($U=k=0$), y permite obtener en cualquier caso (definido Δx) la resolución temporal que garantice la estabilidad de la solución numérica. Basta entonces establecer la resolución espacial del sistema para determinar la resolución temporal del mismo. Si se combinan el número difusivo y el número advectivo puede demostrarse que (W.L. Wood, 1993):

$$(3.39) \quad \Delta x < \frac{E}{0.5U}$$

Otro tipo de manifestación de inestabilidad es la dispersión numérica que, como su nombre lo indica, es la degeneración de la solución, producto de la discretización del problema, a través del

parámetro difusivo E . El incremento en el parámetro difusivo inherente a la discretización numérica puede escribirse como:

$$(3.40) \quad E_{numérica} = \frac{U\Delta x}{2} - \frac{U^2\Delta t}{2}$$

Observe que la condición $E_{numérica}=0$, produce, $U\Delta t/\Delta x = 1$ en cuyo miembro izquierdo aparece una vez más el número de Courant.

4. MODELO DE TRANSPORTE - MUTC

En este capítulo se describe el proceso de integración e implementación de las componentes hidrodinámica y de transporte de OD y DBO en la plataforma HydroSIG, para configurar así el Modelo Unidimensional de Transporte -MUTC-. En la Figura 4.1 se muestra el esquema metodológico empleado, donde inicialmente se define el problema hidrodinámico como soporte de la ecuación de transporte ADR, teniendo en cuenta las condiciones propias de la región a estudiar (*Configuración topológica*) y la recolección de información disponible necesaria para calibrar y validar el modelo HEC-RAS, el cual, como se mencionó en el Capítulo 3, corresponde al software de simulación hidráulica implementado en este trabajo como soporte del modelo MUTC.

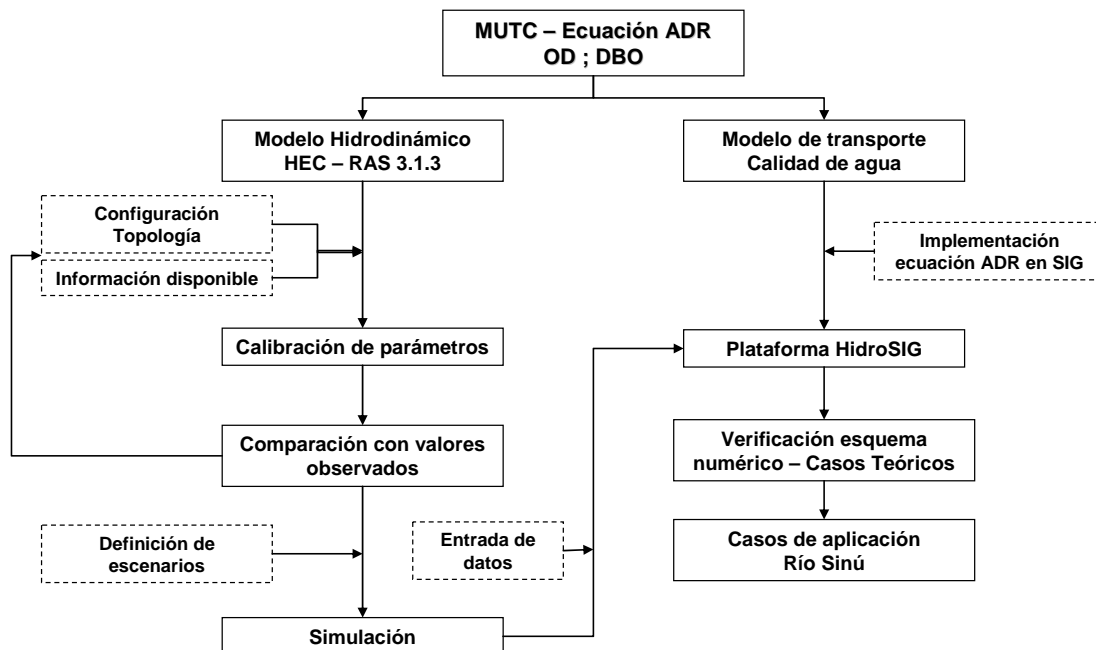


Figura 4.1. Metodología general para la implementación del modelo MUTC

Una vez evaluada la capacidad del modelo hidráulico para representar diferentes condiciones de flujo, se definen los escenarios de tránsito de caudales que se consideren más relevantes en la definición de la dinámica de las sustancias de interés ambiental establecidas en este trabajo (oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno), y se estiman variables como velocidad media

de flujo, profundidad media de flujo, ancho superficial y área mojada en las diferentes secciones transversales con las que se cuenta, empleadas posteriormente en la implementación de la ecuación ADR. Cabe anotar que bajo dicho esquema, el movimiento de la masa de agua y el movimiento de los solutos transportados por ella se encuentran desacoplados.

4.1 COMPONENTE HIDRODINÁMICA

4.1.1 Configuración del modelo HEC-RAS

En el empleo de modelos en general, no pueden esperarse resultados adecuados ni útiles si la representación de la realidad física por los elementos del modelo no es adecuada. Cunge et al. (1980) separa el problema de la configuración de un modelo en términos de la discretización topológica y la discretización hidráulica del mismo, donde la primera se refiere al tipo de elementos (tanques, celdas, nodos, etc.) empleados para representar el sistema y el segundo a la calidad de la información necesaria para definir dichos elementos.

En ese orden de ideas, el modelo hidráulico HEC-RAS permite representar (como principal topología del modelo) una corriente a partir de tramos o volúmenes de control cuya adecuada representación depende de la disponibilidad de secciones transversales, que definen la frontera del mismo, y el grado de detalle tanto transversal como longitudinal que se tenga. Dichas secciones permiten definir variables como la pendiente longitudinal del canal, el área mojada y volúmenes de agua para determinadas condiciones de flujo, entre otros requeridos por los esquemas numéricos empleados por el modelo. Junto con la geometría transversal, las abscisas de cada una de las secciones disponibles permiten definir el alineamiento del canal principal de flujo. Para este tipo de configuración es requerido, además, el bien conocido *coeficiente de rugosidad de Manning*, y coeficientes de expansión y contracción que permiten tener en cuenta pérdidas locales inducidas por los cambios en la sección transversal del canal.

Además de canales de flujo unidimensionales, en la Tabla 4.1 se listan algunos de los sistemas que pueden representarse en la versión 3.1.3 del modelo HEC-RAS, así como la información básica que hay detrás de cada uno de ellos. Una descripción más amplia puede encontrarse en el manual de usuario del modelo (Brunner, 2002b).

Tabla 4.1. Sistemas que pueden representarse en el modelo HEC-RAS 3.1.3

Sistema	Herramienta	Información requerida
Zonas de almacenamiento	<i>Storage area</i>	Curva Cota – Volumen Curva Cota - Área
Confluencias	<i>Junction</i>	Secciones transversales de canales que confluyen al canal principal de flujo
Derivaciones	<i>Lateral Structure</i> <i>Curvas de derivación</i> <i>Vertederos</i> <i>Orificios</i> <i>Canales</i>	Curva de caudales derivados vs. caudales del canal principal. Geometría y coeficientes de descarga de vertederos, u orificios y canales.
Obras de control	<i>InLine Structure</i> Diques – Vertederos Orificios Puentes Box Culverts	Geometría y características de obras hidráulicas disponibles en el modelo.

En el Capítulo 2 se describió la localización de la cuenca del río Sinú y se mencionó la regulación ejercida por el proyecto hidroeléctrico Urrá I como el principal agente que condiciona la dinámica hídrica de la cuenca. Aguas abajo del proyecto, la cuenca esta caracterizada por una compleja dinámica hídrica en la que intervienen diversos tipos de cuerpos de agua como caños (caracterizados por bajas velocidades y caudales moderados), ciénagas (grandes zonas de almacenamiento) y arroyos (caudales y velocidades moderadas), entre los que cabe destacar al *caño Bugre* y al *caño Aguas Prietas* (CVS-FONADE, 2004; CVS-UNALMED, 2005; CVS-UNALMED, 2007), como aquellos que corresponden al caso de aplicación de este trabajo junto con el río Sinú, y al *Complejo Lagunar del Bajo Sinú* que corresponde a la mayor extensión de ciénagas de la cuenca.

A la altura del corregimiento Los Garzones, en la margen derecha del río Sinú, tiene origen el caño Bugre en el sitio conocido como *Boca La Ceiba* (ver Figura 4.2), que es alimentado por las aguas del río Sinú cuando los niveles de éste favorecen el flujo hacia el caño. El flujo del caño Bugre tiene dirección noreste y sus aguas convergen al *Complejo Lagunar del bajo Sinú* a través de los caños *Cotorra* y *Culebra*, donde es el último el que transporta los mayores porcentajes del caudal del caño *Bugre* después de su bifurcación en el sitio conocido como *Tres Bocas*. En su

recorrido, el caño *Bugre* atraviesa los municipios de Cereté y Cotorra, y corregimientos como Rabolargo, Tierralta y las Guamas.

El caño Aguas Prietas tiene su origen en cercanías al Caserío Miraflores (CVS-UNALMED, 2005), aunque el tramo comprendido desde este punto hasta su confluencia con el caño Purgatorio posee un régimen intermitente de caudales. A diferencia del caño Bugre, el régimen de caudales de este cuerpo de agua en su parte alta y media responde al comportamiento hidrológico de la región; sin embargo, en inmediaciones del Complejo Lagunar del bajo Sinú la influencia del río Sinú es notable en los niveles de las ciénagas haciendo de estas un control hidráulico para los caños que convergen a ellas. A pesar de dicho control, el flujo del caño Aguas Prietas aguas arriba del complejo lagunar es unidireccional, lo cual no ocurre en el tramo localizado en cercanías del municipio de Lórica donde la interacción río – ciénaga genera flujo bidireccional a través del caño de acuerdo con los niveles relativos entre dichos cuerpos y, por supuesto, con las políticas de operación del embalse Urrá. En la Figura 4.2 se muestran los principales cuerpos de agua contemplados en este estudio.

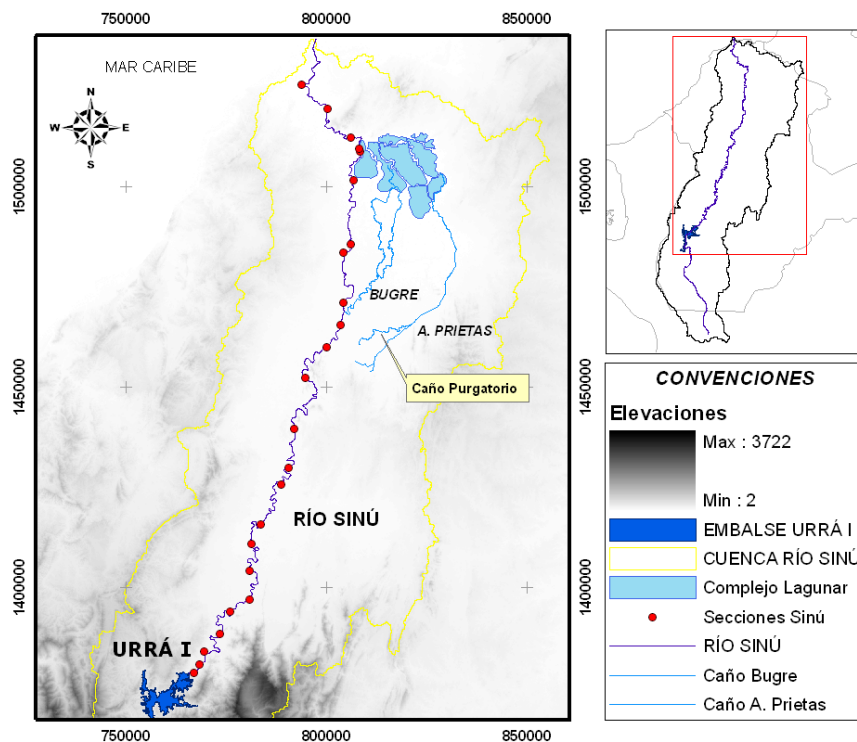


Figura 4.2. Configuración de cuerpos de agua en la cuenca del río Sinú

La representación de los cuerpos de agua en el modelo HEC-RAS, correspondientes al caso de aplicación de este trabajo, se muestra en la Figura 4.3a, donde el río Sinú y los caños Bugre y Aguas Prietas fueron discretizados hidráulicamente a través de secciones transversales levantadas por la CVS en cada uno de ellos (Tabla 4.2), y el Complejo Lagunar del bajo Sinú a través de un tanque cuya relación nivel – volumen es unívoca y es descrita por una función discreta tal como se muestra en la Figura 4.4 (CVS - UNALMED, 2007).

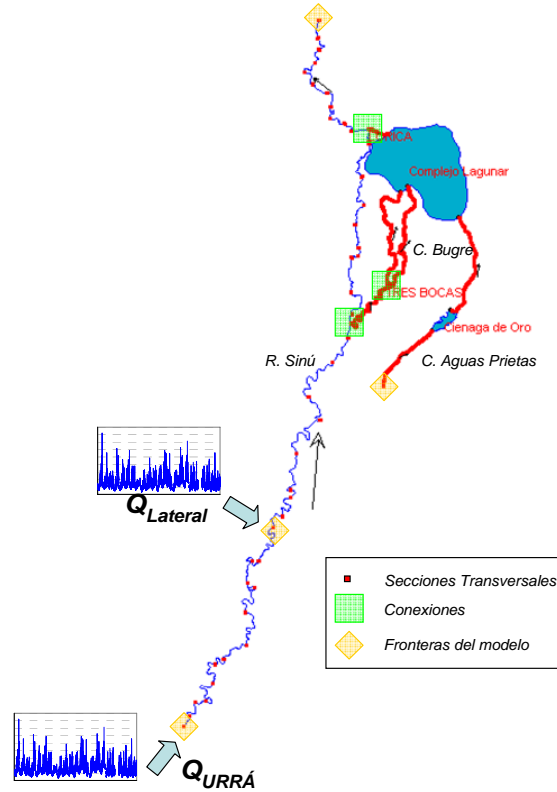


Figura 4.3. Configuración del modelo HEC-RAS para el río Sinú

Tabla 4.2. Número de secciones transversales disponibles para el caso de aplicación

CUERPO	LONGITUD (Km)	No. SECCIONES
R. Sinú	264	24
C. Bugre	91.5	468
C. Cotorra	34	174
C. Culebra	36.5	181
C. Aguas Prietas		
Tramo_1	17.3	98
Tramo_2	26.4	148
Tramo_3	5	31

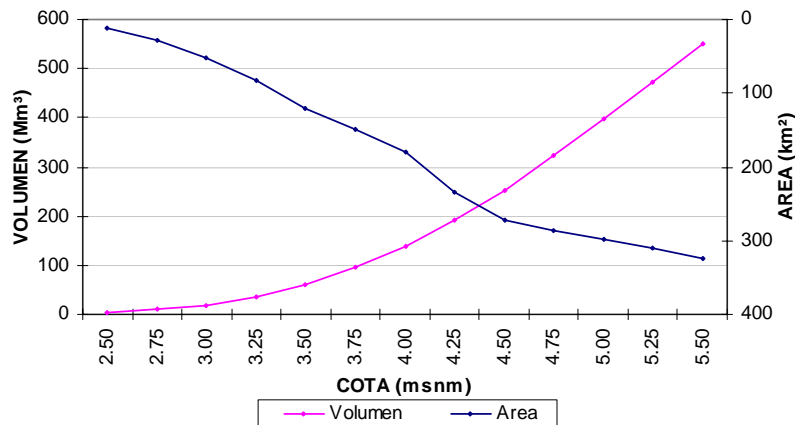


Figura 4.4. Curvas cota – volumen y cota – área para el Complejo Lagunar del bajo Sinú. Tomada de (CVS-UNALMED, 2007)

Además de los cuerpos de agua principales, en la Figura 4.3 se resaltan dos elementos adicionales que hacen parte de la configuración del modelo hidráulico: *conexiones* y *condiciones de frontera del modelo*.

4.1.1.1 Conexiones

Las conexiones consideradas son principalmente difluencias y confluencias con características especiales. La primera corresponde al sitio *Boca La Ceiba* donde tiene origen el caño Bugre y en donde se estableció una relación entre los caudales del río Sinú y los caudales del caño Bugre de acuerdo con los registros de caudal de las estaciones *Montería* (Código IDEAM 1306702) y *Los Garzones* (sobre el caño Bugre, Código IDEAM 1307728), mostradas en la Figura 4.5a. En la Figura 4.5b se muestra la relación antes mencionada, la cual fue representada mediante la herramienta *Lateral Structure* del HEC-RAS, mostrada en la Tabla 4.1, donde se observa que para caudales alrededor de 250 m³/s el caño Bugre es alimentado por las aguas del río Sinú.

A diferencia de la primera, la difluencia del caño Bugre en *Tres Bocas* (segunda conexión) no posee instrumentación, pero sí disponibilidad de secciones transversales en inmediaciones de la misma, de tal forma que la distribución de caudales hacia los caños Cotorra y Culebra se estimó mediante balance de energía empleando la herramienta *Junction* del modelo HEC-RAS.

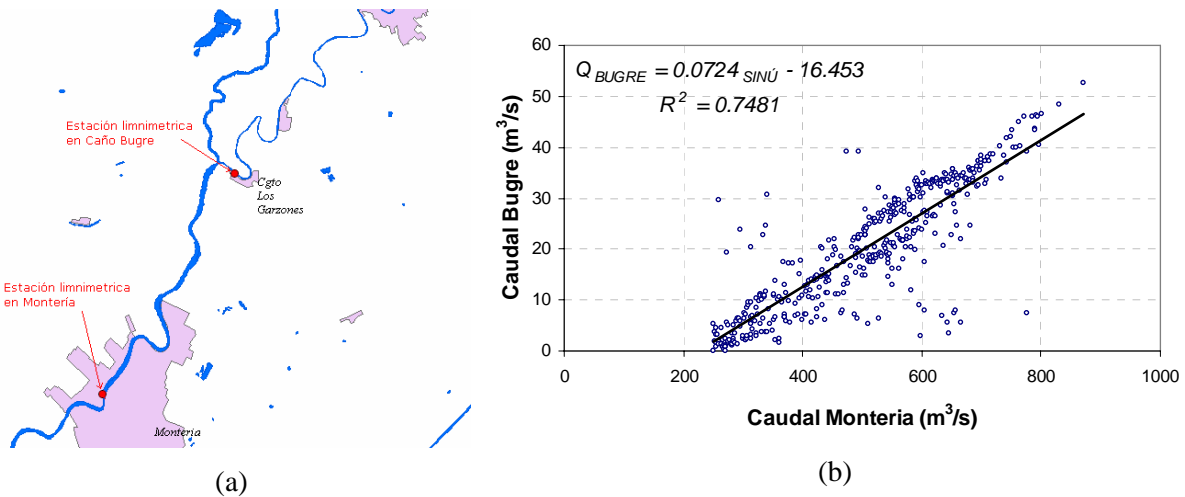


Figura 4.5. Información empleada en la configuración de la conexión Río Sinú – Caño Bugre

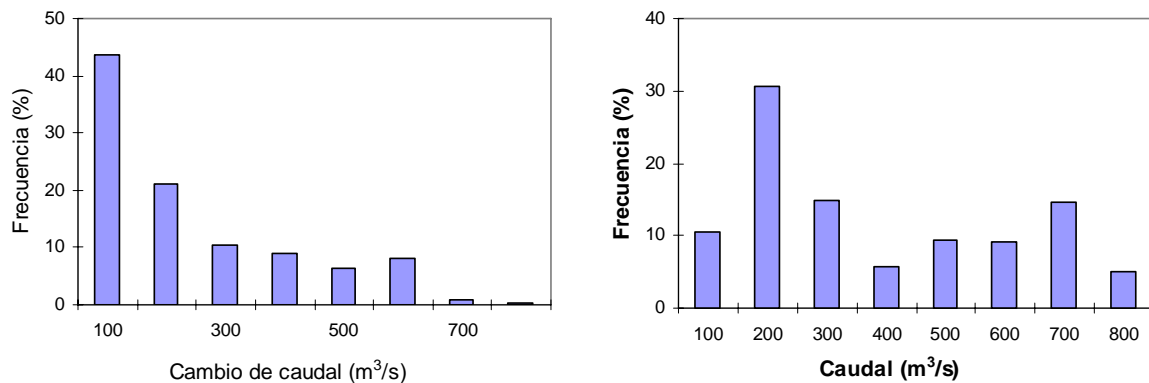
Para la tercera conexión, entre el caño Aguas Prietas y el río Sinú en el sector de Lórica, se utilizó al igual que en el caño Bugre, la ecuación de energía (herramienta *Junction*) ya que permite el desarrollo de flujo bidireccional en el modelo, que corresponde a la condición de flujo que en este sector se presenta producto de la variabilidad relativa entre los niveles del río Sinú y el Complejo Lagunar.

4.1.1.2 Condiciones de frontera

Las condiciones de frontera del modelo hidráulico vienen definidas por las características de operación del proyecto hidroeléctrico Urrá I en la parte alta del río Sinú, por los caudales naturales en la parte alta del caño Aguas Prietas, por las condiciones hidráulicas en la estación *La Doctrina* en la parte baja del río Sinú y por los aportes de caudal que lateralmente alimentan al río Sinú y al caño Aguas Prietas.

El efecto de la operación del embalse se representa a través de hidrogramas de caudal en la primera sección del tramo definido en el modelo hidráulico, correspondiente a la estación limnimétrica *Puente Pacheco* instalada por la empresa Urrá S.A. Dichos hidrogramas provienen de registros diarios promedio de caudal reportados por la empresa Urrá S.A. en el período de operación del embalse, y de la reconstrucción de caudales horarios realizada por CVS-UNALMED (2005) partiendo de la energía generada por el proyecto en el período 2001 – 2002. En la Figura 4.6 se

muestran los histogramas de caudal turbinado y de cambios de caudal turbinado construidos a partir de la última fuente información mencionada, donde puede observarse que el mayor porcentaje del tiempo la operación del embalse produce cambios de caudal por debajo de 200 m³/s en un mismo día, sin embargo, aunque en menor porcentaje, producto de la operación del embalse se producen cambios de hasta 700 m³/s que pueden ocasionar cambios importantes en las características físicas, químicas y biológicas en el río Sinú y en los cuerpos de agua con los que interactúa.

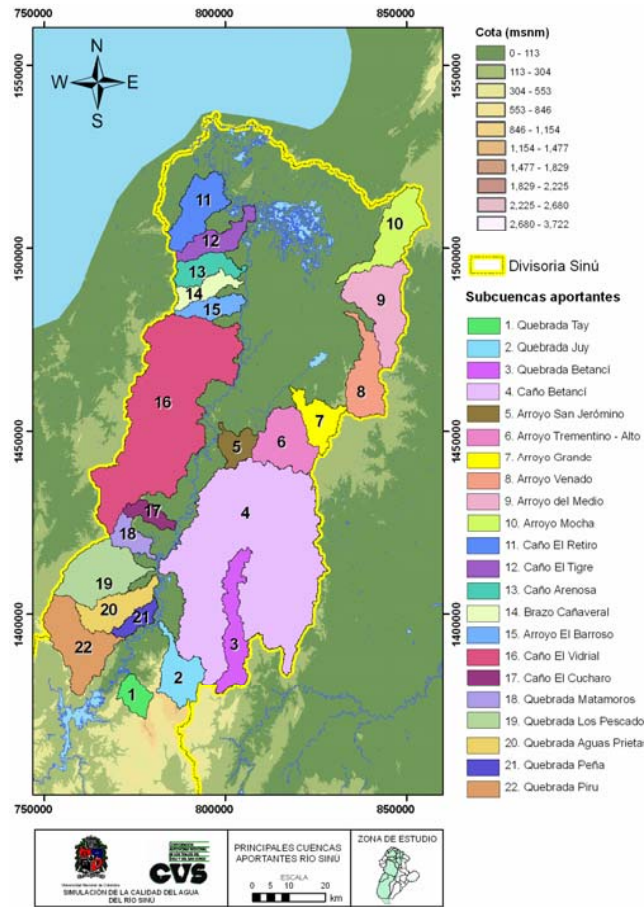


(a) Histograma de cambios de caudal en 24 horas

(b) Histograma de caudales horarios turbinados

Figura 4.6. Cambios intradiarios de caudal y su frecuencia en la operación del embalse Urrá 2001- 2002

Por otro lado, las condiciones de frontera del modelo correspondientes a la dinámica hidrológica de la cuenca, se han integrado al modelo hidráulico HEC-RAS como aportes laterales definidos a partir de la estimación de caudales medios y mínimos mediante análisis hidrológico. En la Figura 4.7 se muestran las cuencas tributarias al río Sinú y al caño Aguas Prietas consideradas en CVS-UNALMED (2007), teniendo en cuenta para su selección, el tamaño (área de la cuenca) de las mismas.



(a) Distribución de cuencas tributarias

CUENCA	ÁREA (Km ²)	ER (mm/año)	T (°C)	P (mm/año)	Q _{MEDIO} (m ³ /s)
Quebrada Tay	69.51	1158	26.08	2093	2.06
Quebrada Juy	150.96	1201	25.75	1988	3.76
Quebrada Betancí	189.45	1240	27	1754	3.09
Caño Betancí	1910.2	1312	27.36	1605	19.08
Arroyo San Jerónimo	78.36	1096	27.43	1409	0.78
Arroyo Trementino - Alto	223.18	1170	27.43	1479	2.19
Arroyo Grande	123.41	1149	27.23	1512	1.42
Arroyo Venado	187.05	1174	27.17	1491	1.88
Arroyo del Medio	284.44	1173	27.45	1386	1.92
Arroyo Mocha	191.14	987	27.18	1289	1.83
Caño El Retiro	165.21	1276	27.5	1315	0.15
Caño El Tigre	123.91	1276	27.54	1321	0.23
Caño Arenosa	115.99	1018	27.44	1321	1.12
Brazo Cañaveral	78.32	1094	27.4	1326	0.58
Arroyo El Barroso	84.64	1127	27.48	1326	0.53
Caño El Vidrial	1142.53	1323	27.38	1386	2.3
Caño El Cucharo	56.89	1284	27.27	1484	0.36
Quebrada Matamoros	78.81	1195	27.09	1537	0.85
Quebrada Los Pescados	302.28	1189	26.98	1630	4.23
Quebrada Aguas Prietas	143.38	1434	27.27	1703	1.23
Quebrada Peña	54.49	1632	27.44	1717	0.15
Quebrada Piru	275.32	1148	26.67	1869	6.29

Figura 4.7. Subcuencas tributarias al río Sinú y al Caño Aguas Prietas, y valores medios de las principales variables hidroclimáticas consideradas en la estimación de sus caudales medios y mínimos.

Para la estimación de caudales medios se utilizó balance hídrico de largo plazo y para la estimación de caudales mínimos se empleó análisis de frecuencia de series sintéticas de caudal generadas a partir de un modelo lluvia escorrentía. En CVS-UNALMED (2007) puede encontrarse una discusión detallada de los métodos empleados en la caracterización hidrológica de la cuenca del río Sinú, junto con la información primaria y secundaria utilizada en dicho trabajo. En la Figura 4.7 se rescatan los caudales medios y mínimos (para diferentes períodos de retorno) estimados en las subcuencas definidas en dicho estudio, los cuales son incorporados al modelo hidráulico a partir de la herramienta *Lateral Inflow Hydr.*

La estación limnimétrica *La Doctrina* (código IDEAM 1307704), define la frontera del modelo hidráulico en la parte más baja del río Sinú (ver Figura 4.3). Su representación en el modelo HEC-RAS se ha hecho a partir de la curva de calibración reportada por la empresa Urrá S.A. y construida a partir de diferentes aforos realizados en la estación. En la Figura 4.8 se muestra la curva de calibración ajustada en la estación.

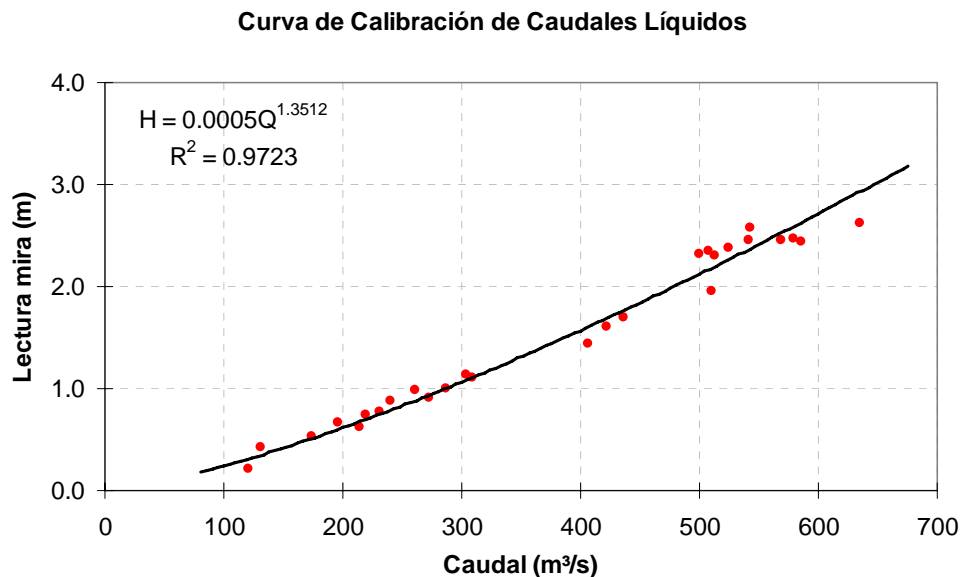


Figura 4.8. Curva de calibración de caudales en la estación *La Doctrina*

4.1.2 Calibración modelo hidráulico

Se llevó a cabo el proceso de calibración del modelo hidráulico configurado para el caso específico del río Sinú. Éste incluyó las siguientes etapas: definición de la malla numérica del

modelo, la definición de rugosidades de fondo y definición de escenarios de validación de acuerdo con la información disponible.

El tamaño de celda espacial depende del grado de detalle que se requiera para el modelo. Generalmente las mayores restricciones en la definición de la resolución de un modelo vienen dadas por la configuración física del sistema, de ahí que con frecuencia se defina inicialmente la resolución espacial del problema que la resolución temporal. Esta última se define en función de la estabilidad numérica del esquema adoptado, a partir del número de Courant. Si el esquema de solución numérica es condicionalmente estable (esquema explícito), el valor del tamaño de paso temporal esta condicionado a un valor que produzca un número de Courant menor que 1, en caso contrario, se puede utilizar un número de Courant mayor que 1 (Palacio, 2002).

Para el caso de aplicación, se simularon varios casos en régimen no permanente empleando diferentes mallas numéricas interpoladas (0.5 km, 1.5 km, 2.0 km, 3.0 km, 5.0 km y la malla original compuesta por las 24 secciones transversales disponibles en el río Sinú). Sólo al llegar a una malla espacial de 3.0 km con un intervalo temporal de 10 minutos, los resultados que se obtienen son satisfactorios sin la presencia de oscilaciones numéricas a lo largo del tramo de estudio, tanto para hidrogramas diarios como horarios. Los resultados para la malla de 2 km, 1.5 km y 0.5 km metros son similares a los registrados por la malla de 3 km, justificando la elección de ésta última resolución, ya que se incluye así un menor número de secciones ficticias, necesarias para garantizar la estabilidad numérica del modelo.

Como se mencionó en el numeral 4.1.1, la discretización hidráulica de las secciones transversales empleadas en el modelo hidráulico incluye la rugosidad de fondo de las mismas. Diversas propuestas empíricas se consideraron para estimar el coeficiente de rugosidad de Manning, todas ellas basadas en el diámetro medio de la granulometría del fondo del río (D_{50}), empleando como criterio en la definición del valor final del mismo la comparación entre las curvas de calibración (caudal vs. profundidad) de las estaciones limnimétricas disponibles a lo largo del río con las estimadas por el modelo. En la Figura 4.9 se muestran las curvas de calibración correspondientes a las estaciones *Tierralta*, *Nueva Colombia* y *Montería*, y en la Tabla 4.3 los valores de n empleados.

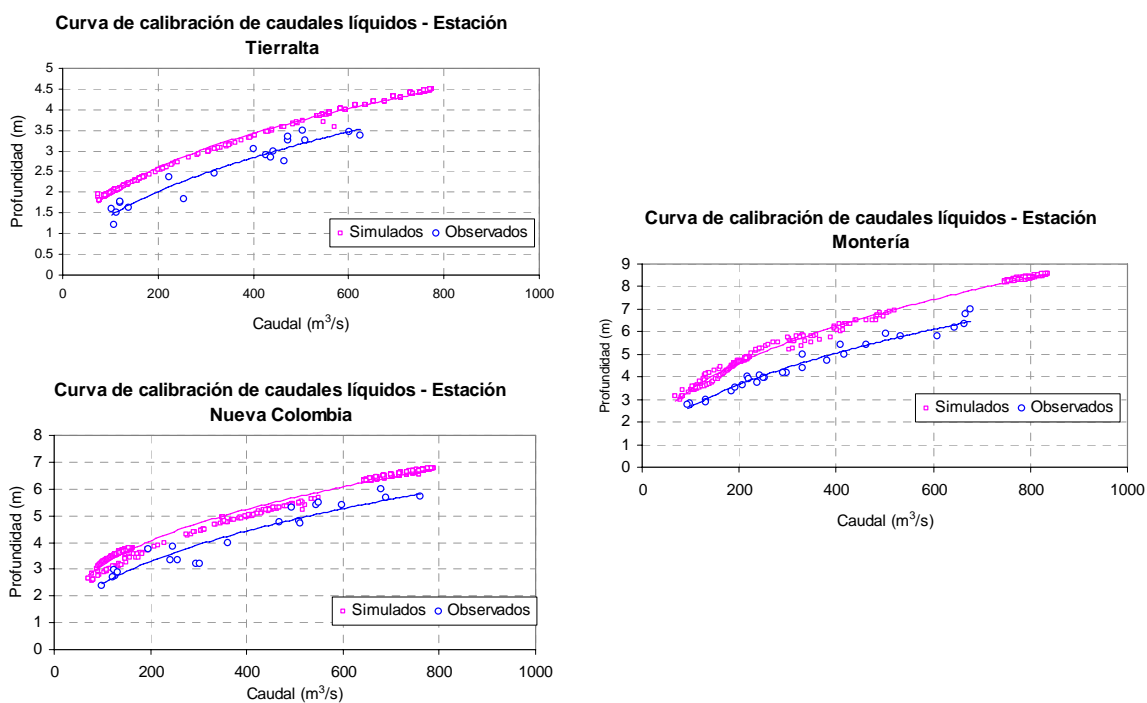


Figura 4.9. Curvas de calibración observadas vs. Simuladas para algunas estaciones de medición a lo largo del río Sinú

Tabla 4.3. Coeficientes de rugosidad de Manning, n , empleados a lo largo del río Sinú.

Estación	Abscisa (km)	n Manning	Estación	Abscisa (km)	n Manning
Puente_Pacheco	0.0	0.021	Napoles	147.6	0.035
Santa_Ana	2.8	0.038	Montería	163.9	0.03
Pasacaballos	8.2	0.038	Mocari	172.1	0.025
El_Toro	21.9	0.035	Isla_Blanca	178.4	0.025
Carrizola	35.7	0.033	San_Pelayo	196.0	0.028
Tierralta	43.3	0.035	Carrillo	199.8	0.028
Rio_Nuevo	55.2	0.033	Boca_de_Guamal	220.0	0.028
El_Volador	69.5	0.036	El_Playon	230.4	0.028
Bellavista	80.5	0.033	La_Palma	231.1	0.028
Las_Palomas	99.8	0.036	Cotocá	236.7	0.028
Nueva_Colombia	109.2	0.033	La_Doctrina	253.3	0.028
Gallo_Crudo	123.4	0.033	San_Bernardo	264.1	0.028

4.1.3 Validación modelo hidráulico

El proceso de validación del modelo hidráulico implementado se hizo a través la definición de tres escenarios de operación del embalse Urrá, con el fin de probar la estabilidad numérica y la capacidad de predicción del modelo bajo diferentes regímenes del flujo. Un primer escenario representa una operación fluctuante del embalse Urrá, el segundo muestra recesiones de operación prolongadas y el tercero corresponde a una combinación de las dos primeras características. Para la elección de los escenarios también se tuvo en cuenta que el periodo simulación fuese en época de verano (entre Diciembre y Marzo) con el fin de que el aporte de las cuencas afluentes del río Sinú fuera mínimo y los hidrogramas de caudal y de nivel observados y simulados fueran fácilmente comparables. La información histórica empleada para evaluar los resultados del modelo pertenece a aquellas estaciones limnimétricas con mayor período común de registros (*Las Palomas, Montería, Los Garzones y Cotocá*). En la Figura 4.10 se muestran los hidrogramas diarios seleccionados en la descarga del embalse Urrá para los tres escenarios de validación definidos, y en Figura 4.11 a Figura 4.13 los resultados correspondientes agua abajo.

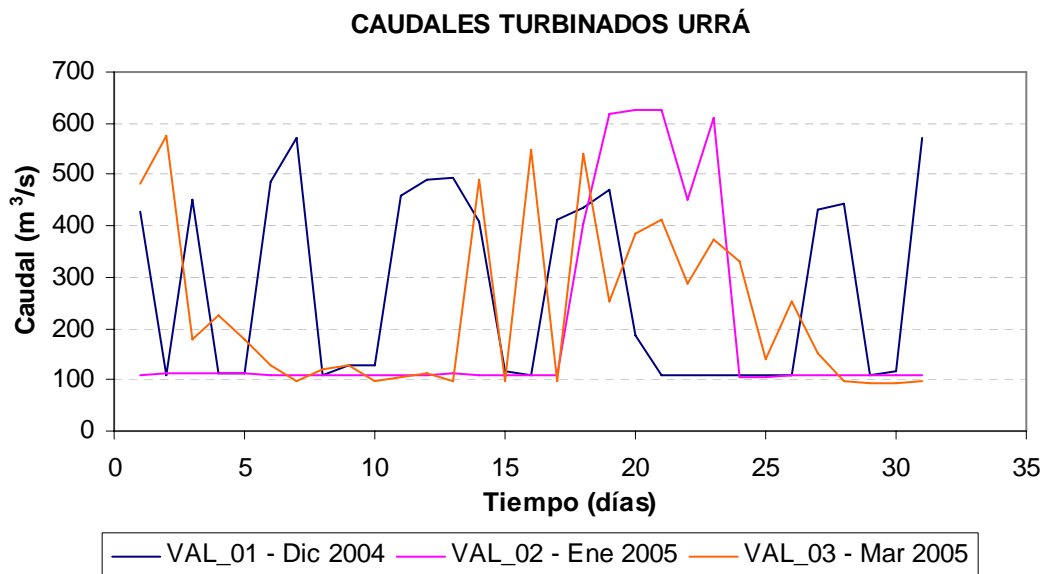
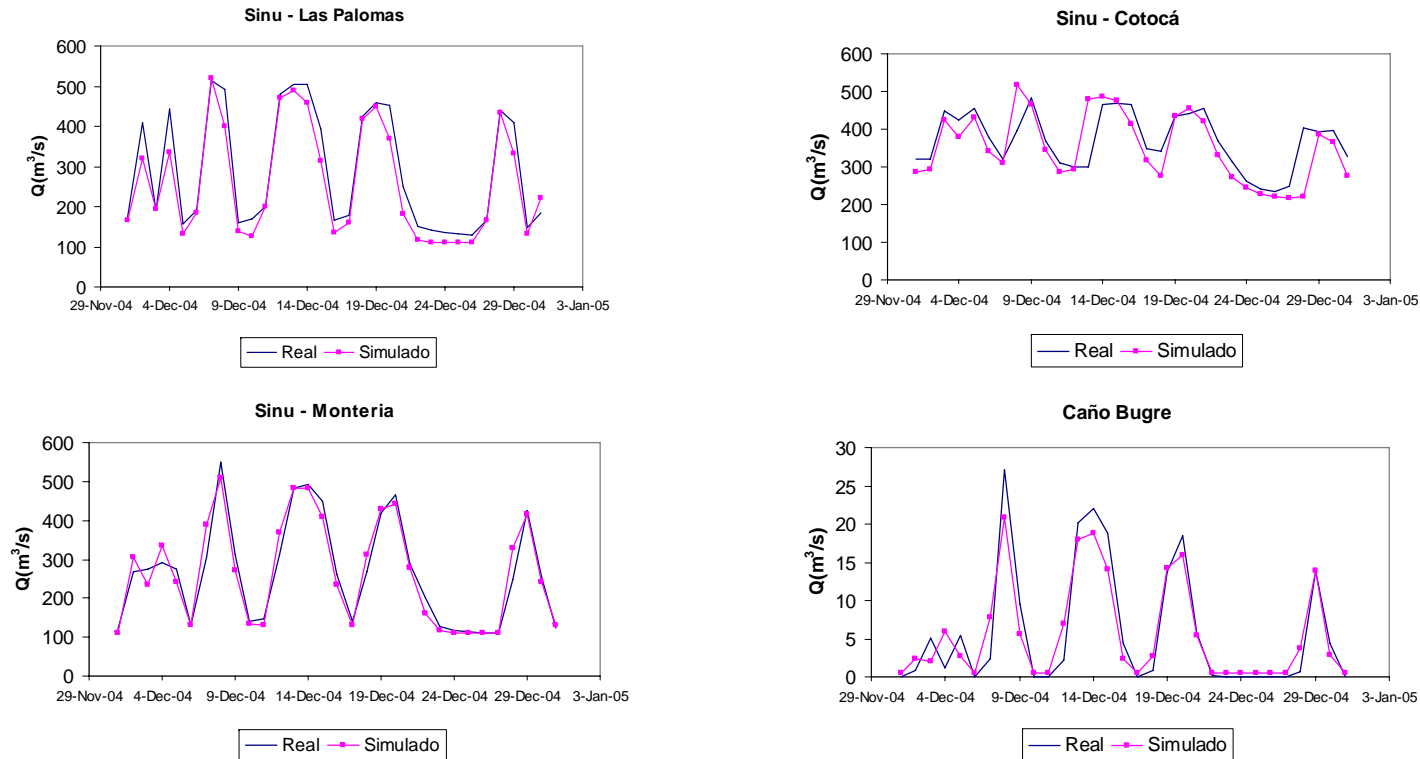
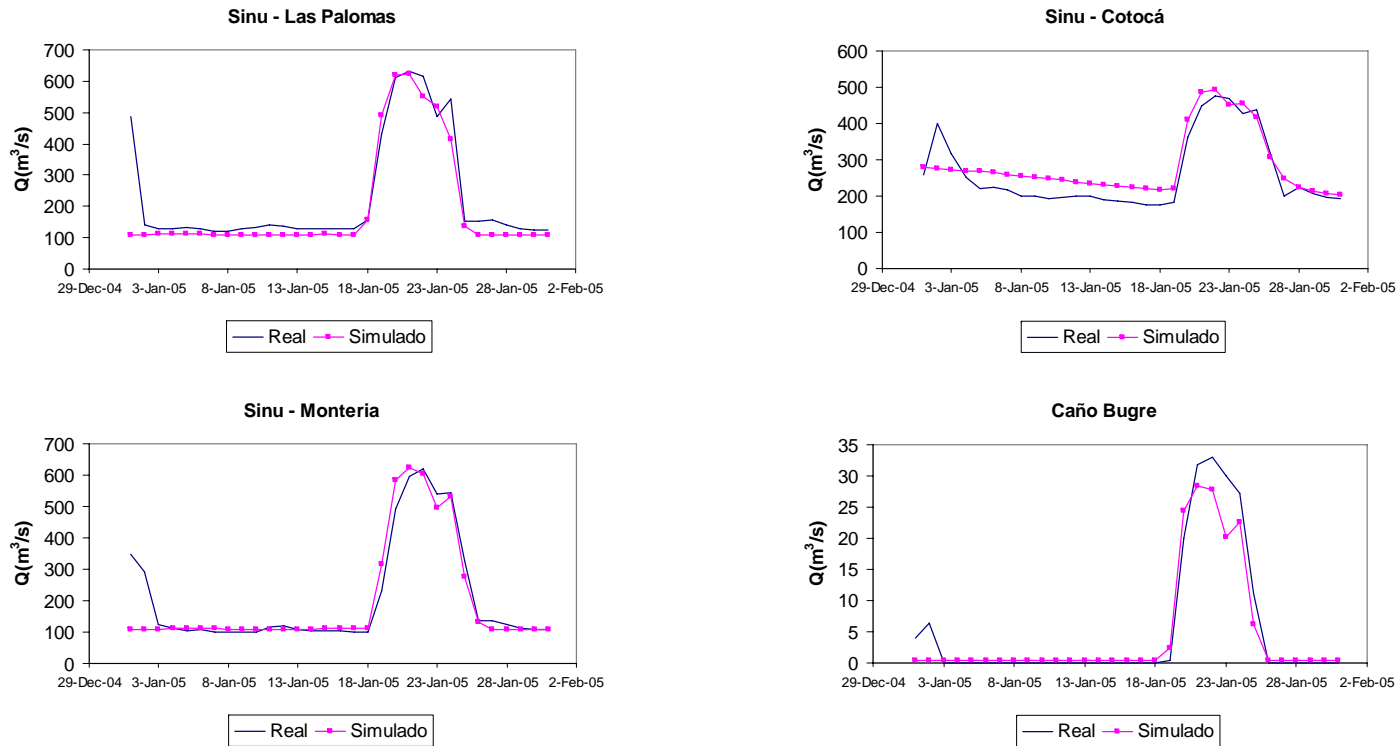


Figura 4.10. Hidrogramas de caudal turbinado por Urrá correspondientes a escenarios de validación



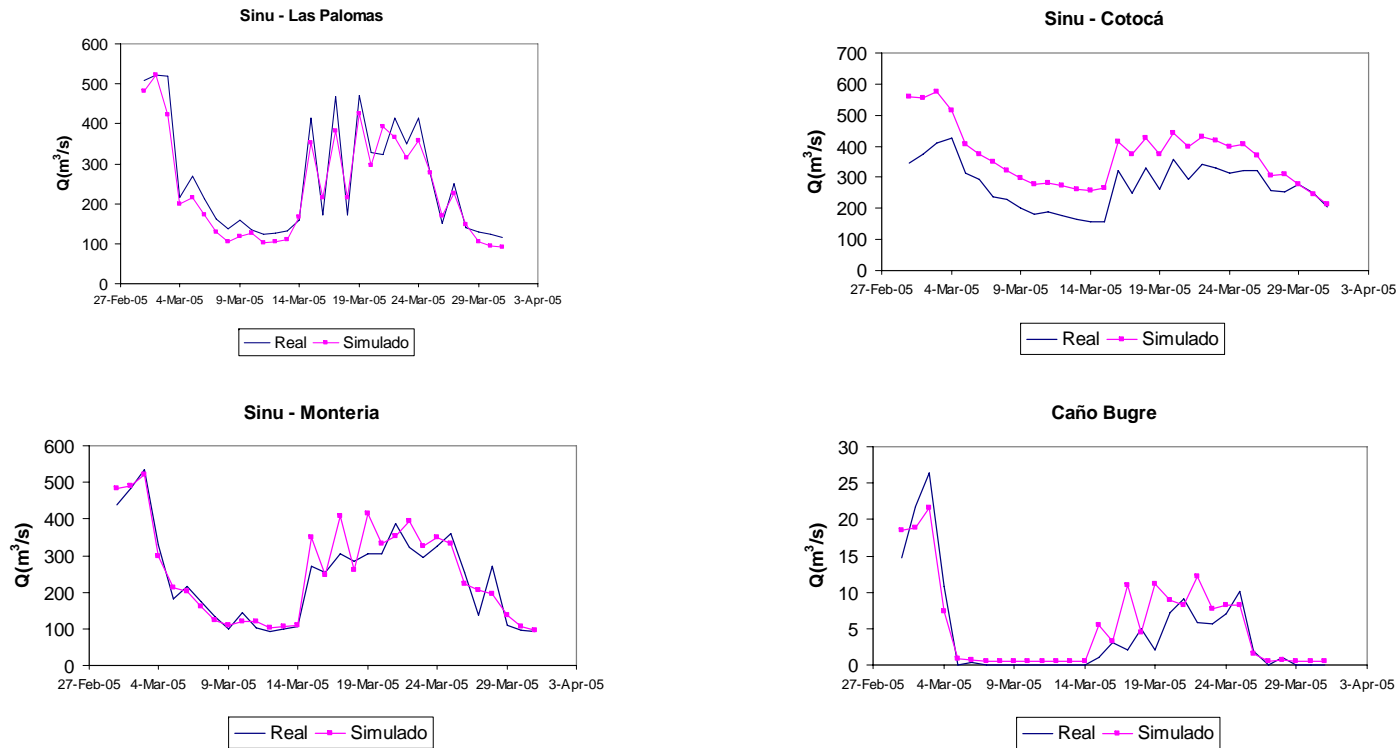
Estación	R^2	Error Relativo Promedio (%)	Diferencia en volúmenes (%)
LAS PALOMAS	0.97	12.4	-10.9
MONTERIA	0.97	9.3	-0.5
COTOCÁ/LORICA	0.78	11.2	-4.6
BUGRE	0.95	70.0	-3.4

Figura 4.11. Hidrogramas de caudal observados vs. Simulados para escenario V_01



Estación	R^2	Error Relativo Promedio (%)	Diferencia en volúmenes (%)
LAS PALOMAS	0.92	16.7	11.8
MONTERIA	0.94	12.2	3.4
COTOCÁ/LORICA	0.93	15.4	8.4
BUGRE	0.97	141.2	11.5

Figura 4.12. Hidrogramas de caudal observados vs. Simulados para escenario V_02



Estación	R ²	Error Relativo Promedio (%)	Diferencia en volúmenes (%)
LAS PALOMAS	0.97	14.7	8.5
MONTERIA	0.95	14.0	5.0
COTOCÁ/LORICA	0.89	35.1	32.9
BUGRE	0.89	63.0	21.2

Figura 4.13. Hidrogramas de caudal observados vs. Simulados para escenario V_03

En términos de tendencias, las simulaciones realizadas para cada escenario de validación se ajustan de manera aceptable a los hidrogramas observados en las diferentes estaciones de caudal, obteniendo coeficientes de correlación por encima de 0.78. Asimismo, las diferencias porcentuales entre los volúmenes de los hidrogramas observados y simulados son bajos (por debajo de un 15%) a excepción de las diferencias obtenidas en las estaciones Cotocá y Bugré para el escenario VAL_03. Sin embargo, la evaluación de las simulaciones en términos de el error relativo promedio dejan al descubierto las principales diferencias entre los caudales simulados y observados a lo largo del río Sinú, que corresponden principalmente a la incertidumbre de las afluencias laterales del río y a las diferencias entre los tiempos de viaje que se acentúan cada vez más hacia aguas abajo, lo cual resalta la limitación del modelo para considerar zonas de almacenamiento lateral y longitudinal conformadas por las formas del lecho del río y que inducen mayores tiempos de residencia de la masa de agua en un tramo determinado del río.

4.1.4 Limitaciones

El número de secciones transversales de un tramo debe ser definido de tal forma que el volumen de agua entre dos secciones consecutivas sea correctamente representado (Cunge et al., 1980), lo cual no es posible hacerlo con el número disponible ya que longitudinalmente el canal principal de flujo del río Sinú posee variaciones importantes de su ancho entre los tramos definidos por las secciones transversales, tal como se ilustra en la Figura 4.14 (imagen satelital tomada de Google Earth). Este factor afecta directamente la estimación de la velocidad de propagación de ondas asociadas a eventos máximos de caudal, altamente influenciada por el ancho del canal (Cunge et al., 1980), que en zonas sin información intermedia no es adecuadamente representado empleando el método de interpolación *String Model* implementado en HEC-RAS (ver Manual de usuario HEC-RAS).



Figura 4.14. Variaciones longitudinales del ancho de sección en el río Sinú.
(Tomada de Google Earth)

Por otro lado, en escenarios de bajo caudal en los cuales los problemas de contaminación son más agudos, los tiempos reales de residencia de los contaminantes transportados por la masa de agua son altamente sensibles a la configuración geométrica del canal de flujo, y su variación tanto transversal como longitudinal domina las condiciones de flujo. Los modelos estándar por pasos y de onda dinámica implementados no tienen en cuenta efectos locales como los que pueden ocasionar secuencias de saltos y rápidas, o zonas de almacenamiento lateral (Figura 4.15). Dichos efectos, propios de corrientes meándricas, ocasionan que el agua y el contaminante transportado sean retenidos en zonas que tienen efecto de almacenamiento a lo largo del lecho del canal y bancas, para ser luego lentamente liberados después de que el frente principal de la onda de contaminante ha pasado (Seo & Maxwell., 1991).

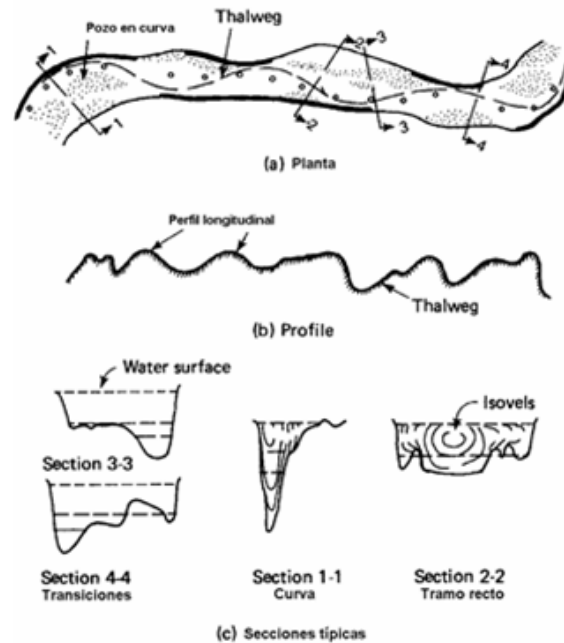
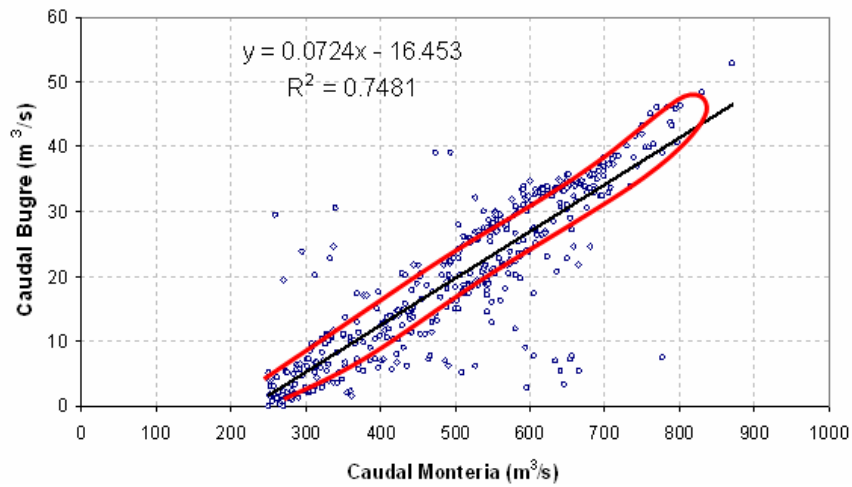
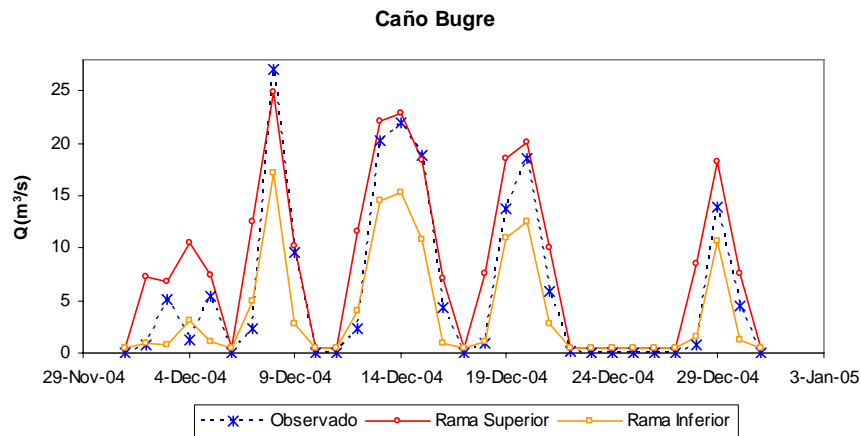


Figura 4.15. Efectos locales típicos en río de llanura (Tomada y modificada de Petersen, 1986)

En el numeral 4.1.2 se presentó como criterio de calibración del modelo la relación Nivel vs. Caudal de las diferentes secciones transversales disponibles a lo largo del río, donde es evidente la dependencia de la rugosidad de fondo con la profundidad de flujo. Esto quiere decir que durante caudales bajos, la rugosidad es mucho mayor, debido a las formas del lecho, meandros y formas trenzadas. Asimismo, herramientas como la empleada en la definición de los caudales de caño Bugre de acuerdo con los niveles del río Sinú, no permiten tener cuenta fenómenos de histéresis como el mostrado en la Figura 4.16a para la relación entre los caudales del río Sinú y el caño Bugre, lo cual explica parte de las diferencias encontradas entre los hidrogramas observados y simulados en dicho caño, tal como se ilustra en la Figura 4.16b, donde al emplear tanto la rama ascendente como la rama descendente de la Figura 4.16a, los caudales simulados en el caño Bugre quedan contenidos en la franja definida por los límites correspondientes a ambas ramas.



(a) Caudales Río Sinú (estación Montería) vs. Caudales Caño Bugre



(b) Efectos de histéresis para escenario de validación VAL_01

Figura 4.16. Fenómeno de histéresis observado en el caño Bugre (no linealidad)

4.2 MODELO DE TRANSPORTE DE OD Y DBO

La implementación del modelo HEC-RAS como soporte de la ecuación ADR para el transporte de OD y DBO fue descrita en el numeral 4.1. A partir de su aplicación, pueden estimarse el caudal (Q), la velocidad media de flujo (U) y la profundidad media (H) en cualquier punto del dominio de una corriente, las cuales son requeridas en los esquemas de aproximación en diferencias finitas de la ecuación ADR presentadas en el numeral 3.2.

En este numeral se describe la implementación de los métodos y herramientas teóricas presentadas en el Capítulo 3 referidas a la ecuación ADR. Inicialmente se describe la estrategia empleada en la integración de los resultados que se obtienen después de la aplicación del modelo HEC-RAS con la plataforma HidroSIG, a través de la base de datos de esta última. A continuación se aborda cada una de las componentes de la ecuación ADR, y de la misma forma, su integración con la plataforma HidroSIG a través de los esquemas numéricos adoptados en este trabajo, para flujo permanente y no permanente.

4.2.1 Representación espacial de variables hidrodinámicas

En CVS-UNALMED (2007) se desarrollaron nuevos módulos en HidroSIG que permiten integrar a la base de datos de la plataforma los resultados obtenidos en una simulación de tránsito hidráulico en el modelo HEC-RAS. En la Figura 4.17 se esquematiza el almacenamiento de datos correspondientes a la sección Las_Palomas, cuyos *Metadatos* (Figura 4.17b) son el puente entre el modelo HEC-RAS y la plataforma HidroSIG, donde una vez almacenada la información como un objeto *Estación_sección* puede visualizarse su localización sobre el MED de la región (Figura 4.17c) así como la información correspondiente al objeto, entre la que se encuentra, como información general, su localización, el municipio en el que se localiza y su cota sobre el nivel del mar, y como información específica, el caudal, la velocidad media y la profundidad de flujo correspondiente a una serie de simulaciones almacenadas en la base de datos, así como valores medios de variables de calidad de aguas cuando en dicha estación se han realizado muestreos de agua (Figura 4.17c).

Una vez obtenidos los resultados del tránsito de caudales a lo largo de una corriente para algún escenario específico, e incorporados a la base de datos de HidroSIG a partir de las herramientas antes mencionadas, una primera componente del modelo MUTC permite llevar la información puntual asociada a las diferentes secciones almacenadas, a formato “*raster*”, que consiste en una matriz de celdas que contiene en cada una de ellas el valor medio de ese sector. En la Figura 4.18 se muestra la representación en formato “*raster*” de las profundidades de flujo en algunos sectores del río Sinú y los caños Bugre, Culebra y Cotorra, donde cabe resaltar la discontinuidad en la red de drenaje del MUTC en sectores como Boca la Ceiba y Tres Bocas dada la estructura de redes de flujo que HidroSIG implementa (UNALMED, 2003).

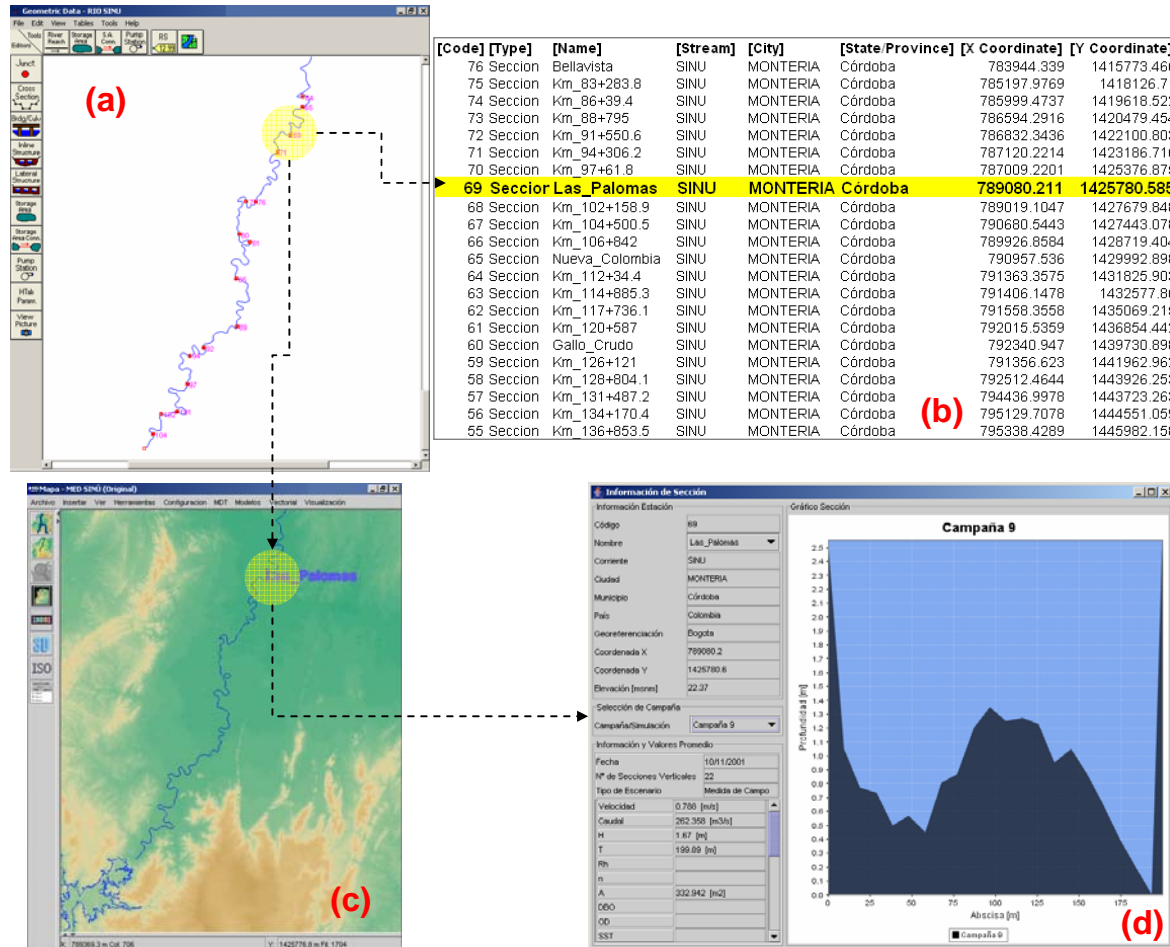
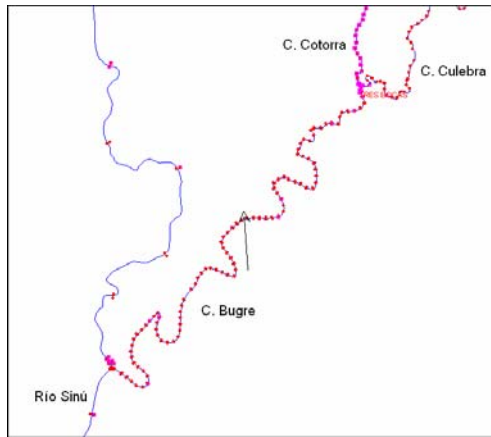
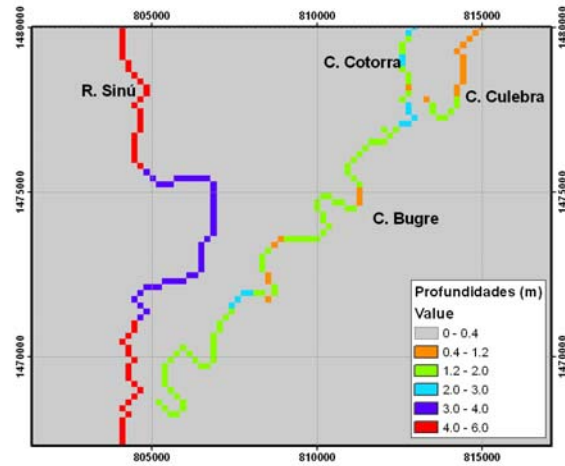


Figura 4.17. Esquema de almacenamiento e información proveniente del modelo HEC-RAS en la plataforma HydroSIG



(b) Detalle configuración HEC –RAS



(c) Detalle configuración MUTC

Figura 4.18. Representación en formato *raster* de variables hidráulicas requeridas por los modelos de transporte de OD y DBO.

La elaboración de mapas de caudal, velocidad media y profundidad define la estrategia empleada en el MUTC para vincular al problema de transporte de OD y DBO la componente advectiva de la ecuación ADR, así como el insumo necesario para estimar, como se verá más adelante, parámetros físicos y de transporte. En la Figura 4.19, se muestra el módulo para la creación de mapas a partir de la información almacenada en la base de datos de HidroSIG, cuya descripción detallada se presenta en el Anexo 1 de este documento.

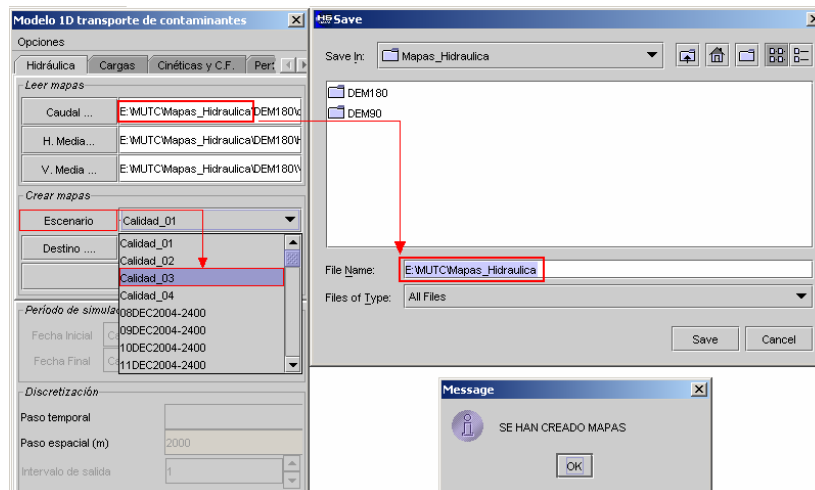


Figura 4.19. Módulo de creación de mapas para estado permanente de flujo en el modelo MUTC

Para estado no permanente de flujo, no son construidos mapas de las variables hidráulicas para un determinado período de simulación, T, ya que el proceso demandaría largos períodos de tiempo de cálculo. Para este tipo de escenarios un arreglo de datos es construido para cada variable hidráulica y para cada cuerpo de agua considerado en la simulación. En la Figura 4.20 se muestra la configuración general de datos para los caudales de un cuerpo de agua en una simulación dada.

Abscisa (m)	Tiempo 1	Tiempo 2	Tiempo 3	.	.	.	Tiempo i	.	.	.	Tiempo T
X ₁	Q(X ₁ ,t ₁)	Q(X ₁ ,t ₂)	Q(X ₁ ,t ₃)	.	.	.	Q(X ₁ ,t _i)	.	.	.	Q(X ₁ ,t _T)
X ₂											
X ₃		Q(X ₃ ,t ₂)					Q(X ₃ ,t _i)				
.											
X ₄							Q(X ₄ ,t _i)				
.											
X _N			Q(X _N ,t ₃)				Q(X _N ,t _i)				Q(X _N ,t _T)

Figura 4.20. Esquema general de matriz de caudales para una simulación en estado no permanente

4.2.2 Demanda bioquímica de oxígeno

En el numeral 3.1.1.2 se describió la importancia sanitaria de la DBO y el modelo matemático que describe la reducción del contenido de materia orgánica en una muestra de agua, basado en dos parámetros fundamentales: la velocidad de la reacción, k_d , y la DBO última o final.

La información requerida en el modelo MUTC para representar el proceso viene dada en términos de los parámetros del modelo de bioensayo representado por la ecuación (4.1), donde la velocidad de la reacción se estima a partir de información de DBO₅ y DBO₂₀ a través del ajuste de la ecuación (4.2), y la DBO última a partir de la ecuación (4.3), una vez estimada k_d .

$$(4.1) \quad -\frac{dL}{dt} = k_d L \Rightarrow L = L_0 e^{-k_d t}$$

$$(4.2) \quad DBO_{20} = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5k_d}} (1 - e^{-20k_d})$$

$$(4.3) \quad L_0 = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5k_d}}$$

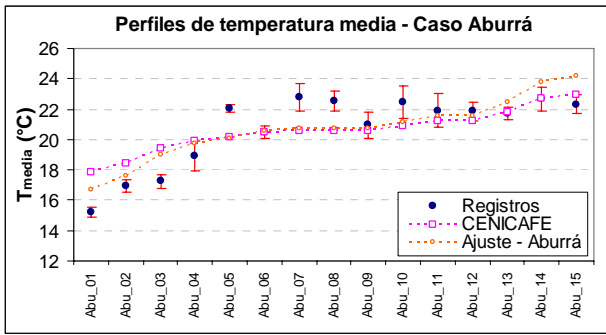
Por otro lado, el valor de DBO_5 debe ser especificado en la cabecera de una corriente determinada para definir las condiciones de frontera del modelo en términos de $DBO_{\text{última}}$. Una vez realizada una simulación, a partir de la cual se obtiene el perfil de $DBO_{\text{última}}$, ésta es también expresada como DBO_5 ya que en muchos casos los umbrales definidos en normatividad de calidad de agua se fundamentan en dicho parámetro.

Cabe anotar que sólo la variabilidad espacial de los parámetros del modelo inducida por cambios de temperatura es tenida en cuenta de acuerdo con la corrección de Arrhenius (ver numeral 3.1.1.1.), pero no aquella propia de las características del agua a lo largo de la corriente y que se manifiestan en curvas de DBO que varían de muestra a muestra en los ensayos de laboratorio. Un valor de $\theta = 1.047$ es considerado por defecto en la ecuación (4.4), de acuerdo con los valores reportados en la literatura, donde cabe recordar que $k_{(20)}$ corresponde a la tasa de oxidación estimada a partir de la ecuación (4.2).

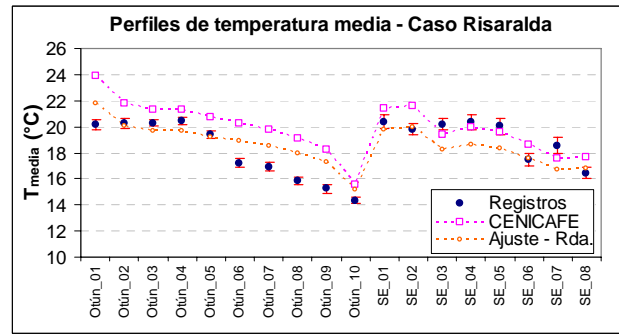
$$(4.4) \quad k_{(T)} = k_{(20)} \theta^{T-20}$$

4.2.3 Saturación de oxígeno

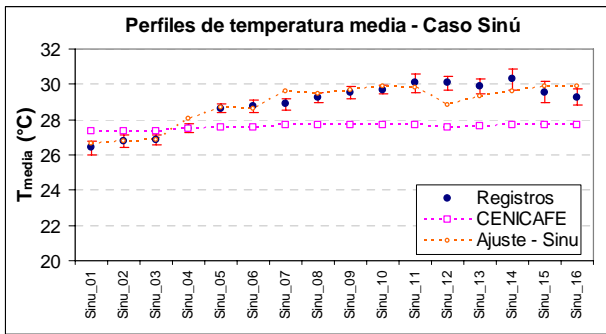
La ecuación 3.14 de la APHA (1992), presentada en el numeral 3.1.1.3, corresponde a la ecuación empleada en el modelo para estimar el nivel de saturación de oxígeno en una corriente, como única función de la temperatura. De esta manera, el problema de la estimación de las concentraciones de saturación de oxígeno se reduce a la determinación de la temperatura media, la cual puede estimarse a partir de registros en estaciones de medición que permitan generar correlaciones empíricas para cada caso particular de estudio, o a partir de regionalizaciones como las de Chávez y Jaramillo (ecuación 3.19) para la temperatura media del aire. En la Figura 4.21 se muestran los valores de temperatura media del agua consolidada estudios de calidad de agua sobre los ríos Aburrá, Otún, San Eugenio y Sinú (EPM, 1972; Aguas y Aguas et al., 2004; CVS-UNALMED, 2007), junto con la estimación de la temperatura media a través de las propuestas de CENICAFE, para la correspondiente región, y el ajuste lineal de la forma $T = a + bH$, empleando la información base de cada estudio.



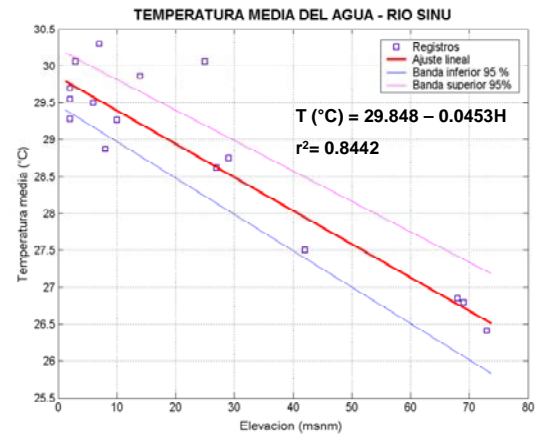
(a) Río Aburrá (tramo Medellín – Barbosa, Antioquia)



(b) Ríos Otún y San Eugenio (depto. de Risaralda)



(c) Río Sinú (Tramo Urrá – La Doctrina, Córdoba)



(d) Ajuste de temperaturas medias y elevaciones sobre el río Sinú

Figura 4.21. Relaciones Temperatura – Elevación para diferentes corrientes de Colombia

En la Figura 4.21 se observa que para los casos presentados, en general, las tendencias de las temperaturas medias estimadas a partir de las correlaciones de CENICAFE siguen el patrón de temperaturas observadas en cada caso. Sin embargo, se observa también que las desviaciones promedio obtenidas al aplicar dichas correlaciones se reducen si se realizan ajustes lineales para cada caso en particular, tal como se indica en la Tabla 4.4, donde los cambios más positivos se aprecian sobre el río Sinú, razón por la cual se empleó la relación presentada en la Figura 4.21d para estimar las temperaturas medias en dicho cuerpo de agua como antesala en la estimación de las concentraciones de saturación de oxígeno, teniendo en cuenta, además, que el valor estimado con las ecuaciones 3.9 (CENICAFE) hace referencia a la temperatura media del aire, que en la mayor parte de las estaciones de monitoreo dicho valor se encuentra por debajo de las mediciones de campo y que las condiciones de solubilidad de oxígeno, así como las tasas de actividad biológica, son más críticas a mayores temperaturas como sugieren los valores observados.

Tabla 4.4. Errores relativos (%) entre temperaturas medias observadas y estimadas

Caso	Desviación porcentual CENICAFE			Desviación porcentual Ajuste		
	Media	Máxima	Media	Media	Máxima	Media
Río Aburrá	5.99	17.20	0.19	5.44	10.19	0.66
Río Otún	9.27	20.63	2.06	6.20	13.52	0.57
Río Sinú	5.09	8.64	0.06	1.24	4.20	0.01

La ecuación de ajuste presentada en la Figura 4.21d se utilizó en el MUTC para estimar la temperatura media del agua a lo largo del río Sinú en las diferentes secciones transversales definidas en el modelo hidráulico; donde la elevación, H , de cada una de ellas fue extraída directamente del modelo de elevación digital -MED- de la zona de estudio. En la Figura 4.22 se muestra el perfil medio de temperatura observado en las estaciones de medición existentes sobre el río Sinú, y los perfiles estimados empleando el MED sin corregir y corregido, obteniendo desviaciones respecto a los valores medios observados no mayores al 4%.

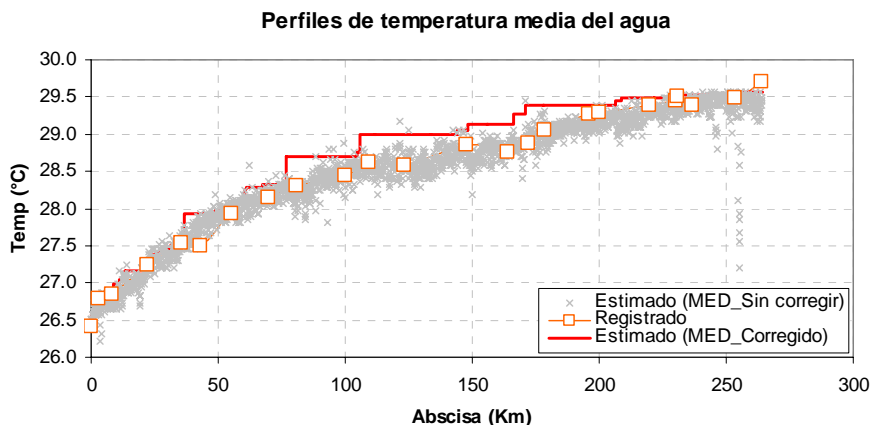


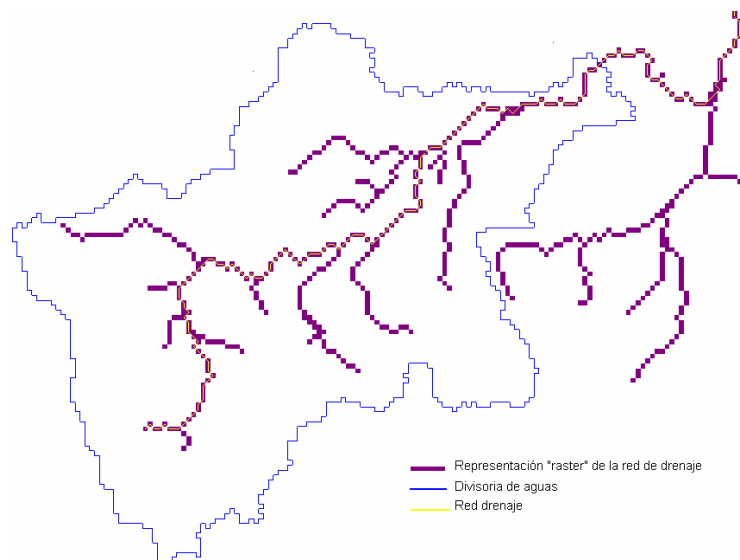
Figura 4.22. Perfil de temperatura implementado en el MUTC

Las temperaturas estimadas de acuerdo con lo anterior, son empleadas también en la corrección de la tasa de oxidación de materia orgánica descrita en el numeral 4.2.2; sin embargo, debe resaltarse la invariabilidad temporal que la temperatura tiene en el modelo en cada punto sobre una corriente, ya que sólo el valor medio es empleado. Variaciones horarias de temperatura inducidas por factores como nubosidad, insolación, viento y contaminación térmica, no son tenidas en cuenta ya que procesos como fotosíntesis y respiración de algas, entre otras altamente sensibles a dichas variaciones, no hacen parte de los procesos considerados en el MUTC.

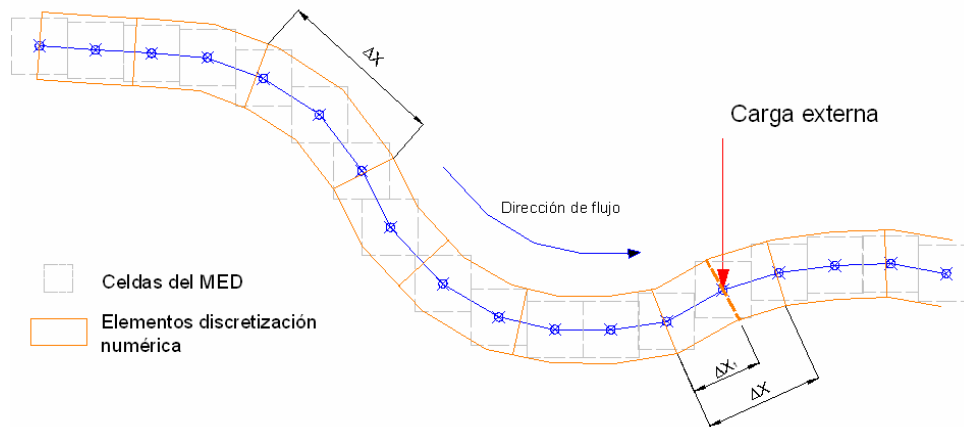
4.2.4 Cargas puntuales externas

En el numeral 3.1.3, se señalaron las simplificaciones que hay detrás de la consideración de cargas puntuales en modelos unidimensionales como el MUTC, en términos de la mezcla que sufre la sustancia descargada una vez entra en contacto con la corriente receptora, y en la Figura 4.23 se esquematizan dos aspectos adicionales relacionados con la integración de vertimientos al modelo.

En la Figura 4.23a se muestra la representación en HidroSIG de la red de drenaje de una cuenca en formato “raster” en el mapa *red_de_drenaje* que el software genera a partir del MED de la zona. En dicho mapa es donde se especifica la localización de un vertimiento tal como se ilustra en la Figura 4.23b (ver Anexo 1), proceso que permite la definición de atributos como la abscisa del sitio de descarga a lo largo del canal de flujo y la georeferenciación del mismo. Una vez localizado, un nuevo nodo en la malla numérica es definido justo allí, de tal forma que una malla inicial con resolución espacial ΔX (Figura 4.23b) es alterada en inmediaciones del vertimiento para generar dos nuevos elementos discretos con tamaños ΔX_1 y $(\Delta X - \Delta X_1)$, con $\Delta X > \Delta X_1$.



(a) Red de drenaje formato *raster*



(b) Consideraciones numéricas relacionadas con la definición de cargas puntuales

Figura 4.23. Implementación de cargas puntuales en el modelo MUTC

4.2.5 Tasa de reaireación

La tasa de reaireación, así como el coeficiente de dispersión longitudinal, es un parámetro que posee amplios intervalos de variación de acuerdo con las características hidráulicas de una corriente, y es por tanto recomendable realizar estimaciones de la misma para cada caso particular de estudio.

Para el caso del río Sinú, no existen mediciones directas de tasas de reaireación que permitan generar correlaciones como las presentadas en la Tabla 3.3 del numeral 3.1.1.4, o la validación de alguna de las ya existentes. Sin embargo, teniendo en cuenta que los intervalos de variación de la velocidad media y la profundidad de flujo en los trabajos realizados por O'Connor y Dobbins, Churchill et al. y Owens y Gibbs, se ajustan en órdenes de magnitud respecto a los valores registrados en diferentes secciones del río Sinú, se han escogido éstas para su implementación en el modelo MUTC.

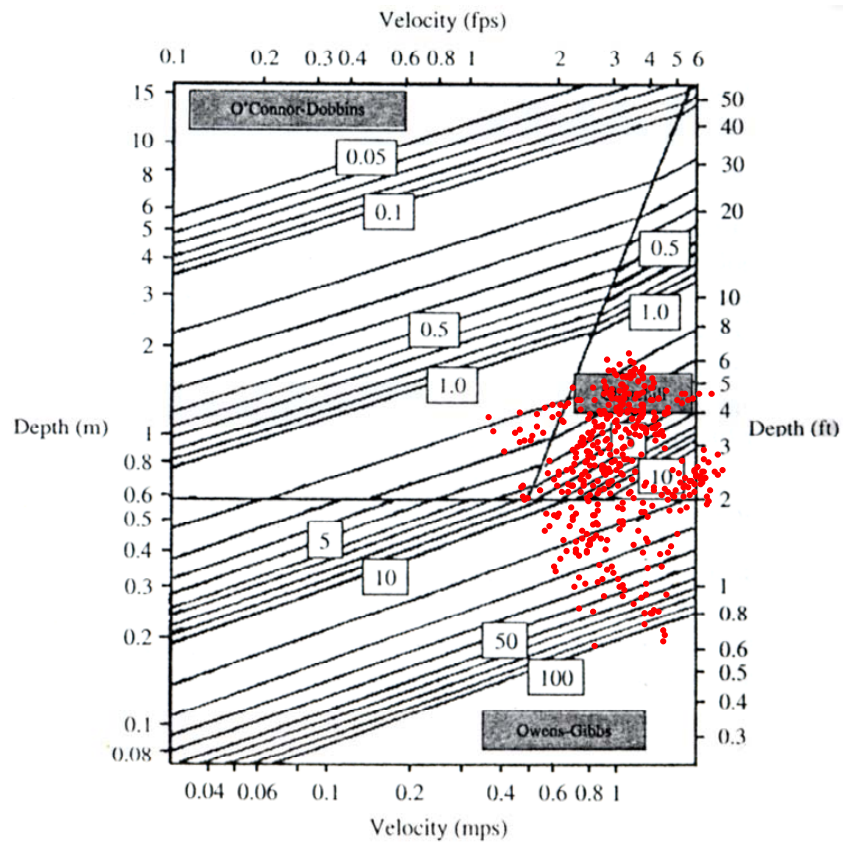


Figura 4.24. Aplicabilidad de correlaciones de O'Connor y Dobbins, Churchill et al. y Owen y Gibbs para la estimación de tasas de reaeración (Tomada y modificada de Chapra, 1997)

En la Figura 4.24 se muestra la distribución de parejas *Vel. Media - Profundidad* extraídas de un total de 442 aforos realizados en 19 estaciones de medición de las 24 existente sobre el río Sinú, donde se observa que el mayor número de observaciones se ajustan a las condiciones experimentales de los trabajos de Churchill et al., y las de Owens – Gibbs en segundo término; en tanto que sólo algunas se encuentran en el rango de aplicabilidad sugerida por O'Connor y Dobbins.

Tabla 4.5. Rangos de variación de variables hidráulicas en diferentes estaciones de medición sobre el río Sinú

ESTACION	CAUDAL (m ³ /s)		VELOCIDAD (m/s)		PROFUNDIDAD (m)	
	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN
BELLAVISTA	746.30	96.66	1.33	0.61	4.64	1.36
CARRIZOLA	683.73	105.96	1.93	0.82	2.72	0.95
COTOCÁ	623.38	121.22	1.12	0.54	4.85	1.74
EL TORO	598.58	98.60	1.73	0.77	2.71	1.03
GALLO CRUDO	712.10	101.81	1.13	0.68	4.50	1.04
LA DOCTRINA	635.66	120.99	1.05	0.35	5.88	3.39
LA PALMA	647.24	101.68	1.12	0.39	5.42	2.03

ESTACION	CAUDAL (m ³ /s)		VELOCIDAD (m/s)		PROFUNDIDAD (m)	
	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN
LAS PALOMAS	743.46	95.83	1.06	0.66	3.34	0.65
MOCARI	692.09	90.18	1.12	0.45	6.16	2.00
MONTERIA	676.33	94.67	1.21	0.44	5.53	2.19
NAPOLES	718.24	97.18	1.12	0.57	4.18	1.14
NUEVA COLOMBIA	761.35	99.38	1.21	0.53	4.72	1.57
PASACABALLOS	727.00	104.80	1.90	0.42	4.54	3.10
PUENTE PACHECO	681.27	95.03	2.06	0.62	2.93	1.29
RIO NUEVO	836.82	100.50	1.51	0.45	4.22	1.63
SAN PELAYO	624.30	96.10	1.13	0.55	5.16	1.63
SANTA ANA	728.91	110.05	1.99	1.05	2.43	0.70
TIERRALTA	623.88	103.40	1.60	1.11	2.51	0.67
VOLADOR	593.32	92.31	1.32	0.80	3.47	0.95

De acuerdo con lo anterior se ha adoptado la propuesta de Covar (1976; citado en QUAL2K, 2005) para seleccionar alguna de las correlaciones antes mencionadas para estimar el coeficiente de reaeración a lo largo del río Sinú, propuesta que corresponde a la implementada en el programa QUAL2K:

- Si $H < 0.61$ m, se emplea la propuesta de Owens-Gibbs.
- Si $H > 0.61$ m y $H > 3.45U^{2.5}$, se emplea la propuesta de O'Connor-Dobbins
- De otra manera, se emplea la propuesta de Churchill et al.

4.2.6 Malla numérica

Como se mencionó en el numeral 4.1.2, la resolución de un modelo se establece inicialmente espacialmente de acuerdo con las restricciones físicas del sistema, y posterior a ello temporalmente de acuerdo con criterios de estabilidad como los presentados en el numeral 3.2.3.

Una vía para establecer el tamaño de celda espacial, es evaluando la sensibilidad del modelo a cambios en el mismo, procedimiento que consiste, en general, en refinar una malla inicialmente propuesta hasta que no se obtengan cambios significativos en los parámetros estimados después de dicho refinamiento. Una vez definida la resolución espacial, empleando para ello escenarios de flujo permanente, pueden definirse distintas resoluciones temporales como escenarios de flujo no permanente se tengan.

Una gran limitación en la aplicación de la metodología al caso particular del modelamiento de calidad del agua del río Sinú, radica en que la densificación de la malla de cálculo debe hacerse idealmente a partir de la información de campo disponible y no con información producto de interpolación (Palacio, 2002), sin embargo, la disponibilidad de secciones transversales sobre el río Sinú es reducida (24 secciones transversales, ver Tabla 4.2) haciendo necesaria la utilización de información interpolada en sectores intermedios definidos por la confluencia de cuerpos tributarios a los receptores principales, localización de vertimientos, secciones de aforo y secciones de control de calidad de agua.

Para generar información en los puntos sin información de campo se pueden abordar dos vías. En la primera de ellas sólo se emplea la información obtenida en jornadas de campo, en la cual la estimación de parámetros hidráulicos y de calidad de aguas se asume constante en un mismo tramo o se interpola linealmente, tal como se ilustra en la Figura 4.25.

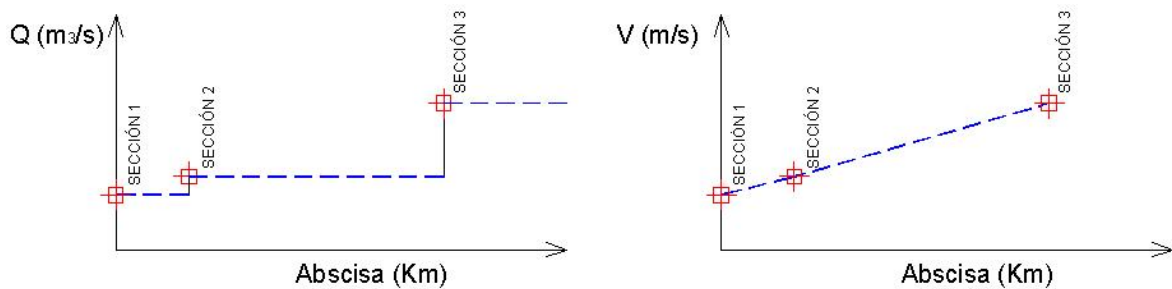


Figura 4.25. Rutinas de interpolación (Tomada de James, 1993)

Sin embargo, en tramos largos como los que se tienen sobre el río Sinú entre secciones reales, se pueden tener mayores ventajas en la estimación de propiedades hidráulicas si se emplean técnicas de interpolación como las implementadas en el software HEC – RAS para generar secciones auxiliares. La técnica empleada en este paquete, denominada *String Model* (modelo de cuerda, Manual HEC - RAS), genera una nueva sección transversal conectando una sección de aguas arriba con otra localizada aguas abajo a través de puntos clave como cota mínima y bancas. En la Figura 4.26 se esquematiza dicho método, el cual fue implementado.

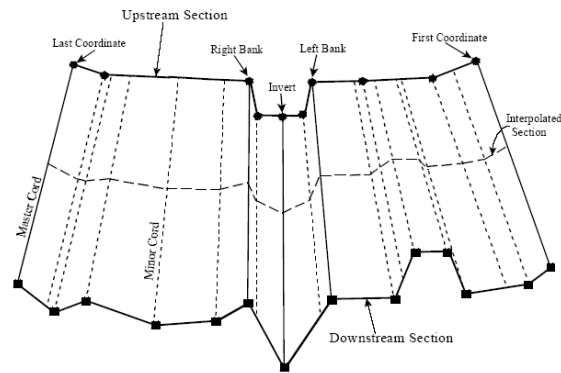


Figura 4.26. String model para interpolación de secciones transversales (tomada de HEC, Hydraulic Reference Manual, 2002)

5. CASOS DE APLICACIÓN

En el Capítulo 4 se presentaron las estrategias para abordar las diferentes componentes de la ecuación ADR tanto para DBO como para OD, siempre encaminados hacia la implementación de éstas en la plataforma HydroSIG. En la Figura 5.1 se esquematiza el pre-procesamiento y disposición de la información requerida por el modelo previa aplicación de los algoritmos de solución de los esquemas numéricos utilizados. Puede observarse que la mayor parte de los parámetros del modelo, aproximados numéricamente por las ecuaciones (5.1) para OD y (5.2) para DBO, se relacionan directa o indirectamente con la representación “*raster*” de las variables hidráulicas del problema.

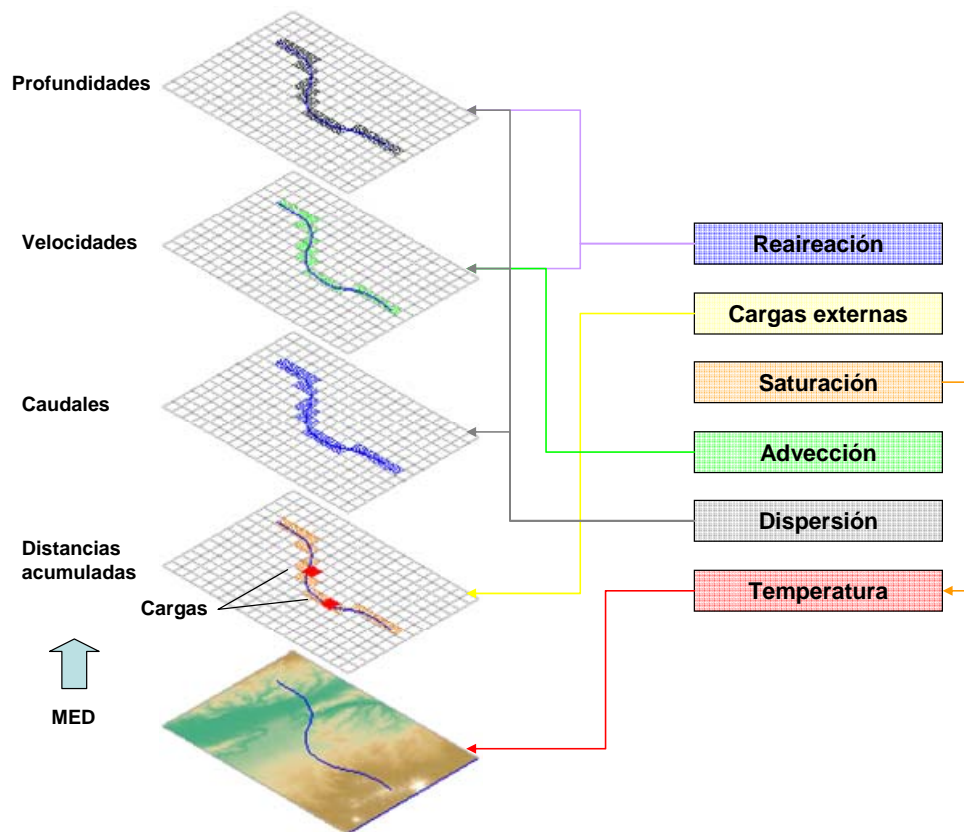


Figura 5.1. Esquema de representación “*raster*” de variables que conforman la ecuación ADR.

$$(5.1) \quad 0 = E_{i-1} \frac{L_{i+1} - 2L_i + L_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})^2} - U_{i-1} \frac{L_i - L_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})} - k_r^{i-1} L_i ; \forall i = 1, \dots, n$$

$$(5.2) \quad 0 = E_{i-1} \frac{D_{i+1} - 2D_i + D_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})^2} - U_{i-1} \frac{D_i - D_{i-1}^*}{(x_i - x_{i-1})} - k_a^{i-1} D_i + k_r^{i-1} L_i ; \forall i = 1, \dots, n$$

En este capítulo se presentan algunas aplicaciones del modelo MUTC enfocadas inicialmente a la verificación de la coherencia de los esquemas numéricos empleados, partiendo de la evaluación de casos teóricos en los que la solución analítica del problema se halla disponible. Asimismo se emplea el software QUAL2K en la evaluación de perfiles de DBO y OD en dichos casos.

En segunda instancia, se describe la aplicación del modelo MUTC al caso particular de la cuenca del río Sinú, presentando la información empleada y los escenarios de simulación definidos de acuerdo con la dinámica hídrica de la cuenca, así como el análisis de sensibilidad correspondiente a dicho caso.

5.1 CASOS TEÓRICOS

En la Figura 5.2 se muestra la configuración de una corriente que transita por un canal trapezoidal, sujeta a descargas puntuales de OD y DBO provenientes de una fuente tributaria natural y del efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales. Las características hidráulicas de los diferentes tramos de la corriente así como las constantes cinéticas del problema, se presentan en la Tabla 5.1. La solución analítica del transporte de OD y DBO viene dada por las ecuaciones (5.3) y (5.4), respectivamente, que corresponden al caso más simple del modelo Streeter – Phelps descrito en el numeral 3.1.1.1, sin considerar transporte dispersivo.

$$(5.3) \quad L = L_0 e^{-k_d t}$$

$$(5.4) \quad D = D_0 e^{-k_a t} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_a t}) ; \text{ con } D = o_s - o$$

Tabla 5.1. Parámetros de transporte

ABSCISA (Km)	Km>100	Km 100 - 80	Km 80 - 60	Km <60
PARÁMETROS CINÉTICOS				
T (°C)	20	20.59	20.59	19.72
Concentración de saturación de oxígeno Os (ppm)	9.092	8.987	8.987	9.143
k_a (d ⁻¹)	1.902	1.842	1.842	1.494
k_r (d ⁻¹)	0.5	0.764	0.514	0.494
$k_d = k_r$ (d ⁻¹)	0.5	0.514	0.514	0.494
PARÁMETROS HIDRÁULICOS				
Profundidad (m)	1.19	1.24	1.24	1.41
Área (m ²)	14.71	15.5	15.5	18.05
Caudal (m ³ /s)	5.787	6.25	6.25	7.407
Velocidad (m/s)	0.393	0.403	0.403	0.41

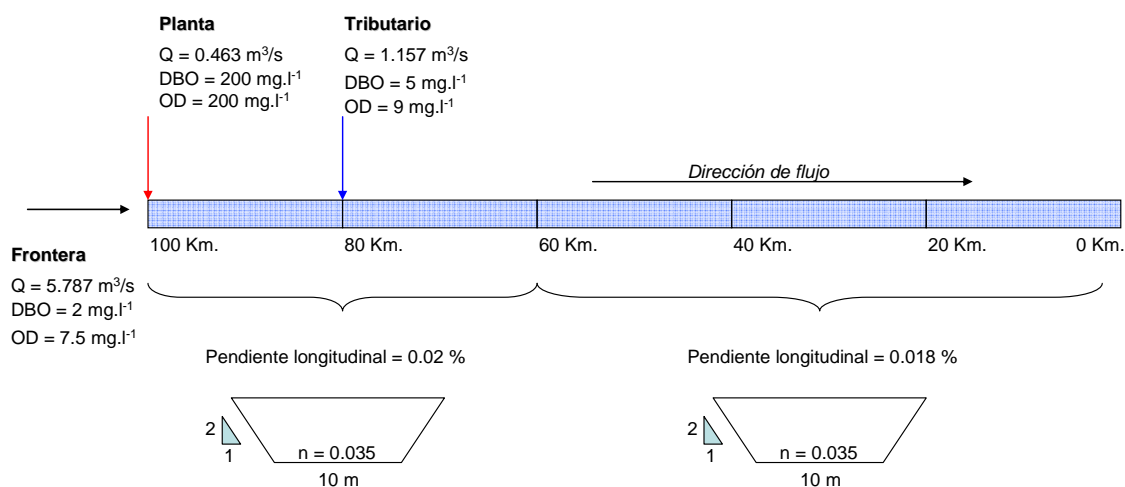


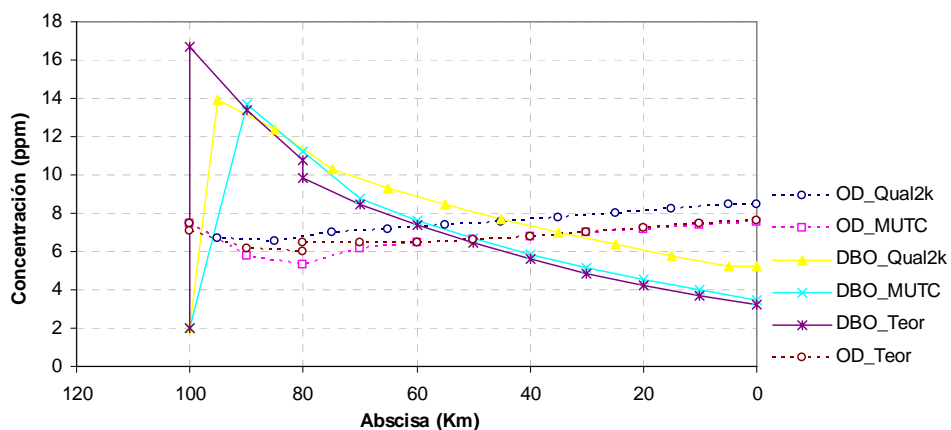
Figura 5.2. Configuración del canal de flujo y localización de cargas externas

Para verificar aspectos como estabilidad numérica y la coherencia de los esquemas numéricos adoptados, en términos de la correcta aproximación del sistema definido en la Figura 5.2, se han definido cuatro casos de evaluación:

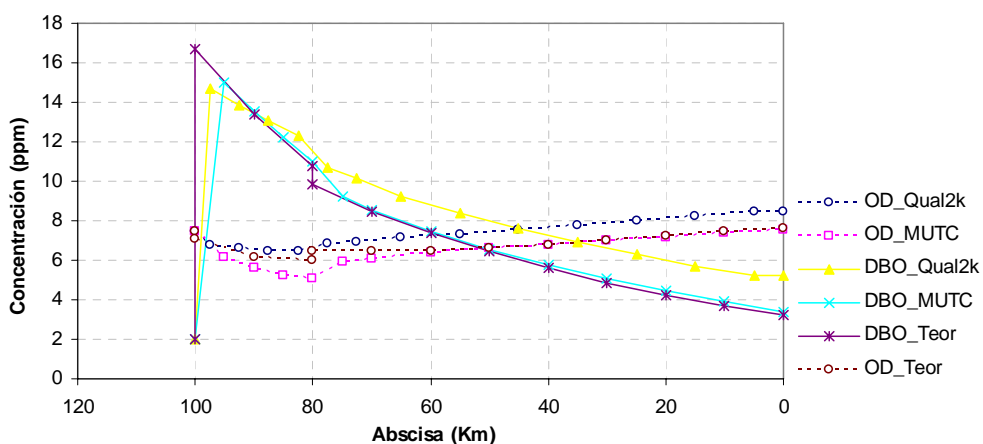
- Caso 1: corresponde a la solución numérica del problema empleando un tamaño de malla espacial de 10 Km.
- Caso 2: corresponde a la solución del problema empleado la malla definida en el Caso 1, refinándola en inmediaciones de vertimientos con tamaños de 5 Km y 2 Km.
- Caso 3: corresponde a la solución del problema incrementando el vertimiento en la abscisa 80 Km para un caudal vertido de 3 m³/s y 200 mg/l de DBO.
- Caso 4: corresponde a la solución del problema a través de la evaluación, en el largo plazo, de la aproximación obtenida mediante el esquema numérico definido para flujo no permanente.

Los resultados obtenidos para cada caso se presentan en la Figura 5.3 a Figura 5.5. Para los casos 1 y 2, se observa que las aproximaciones obtenidas a través del MUTC y modelo QUAL2K son cada vez más acertadas conforme el tamaño de malla es más fino en inmediaciones de los sitios de descarga (ver Figura 5.3a a Figura 5.3c). Sin embargo, tanto para DBO como para OD, los perfiles obtenidos a través del MUTC se asemejan más a los obtenidos analíticamente, resaltando, además, que a pesar de que en el modelo QUAL2K se obtienen mayores concentraciones de DBO, los correspondientes niveles de oxígeno son los más altos obtenidos. Factores como la estimación interna de temperatura implementada en QUAL2K, la diferenciación en dos procesos (lento y rápido) de la oxidación de materia orgánica y la dispersión longitudinal estimada internamente por el modelo, son algunos de los factores que inducen las diferencias encontradas.

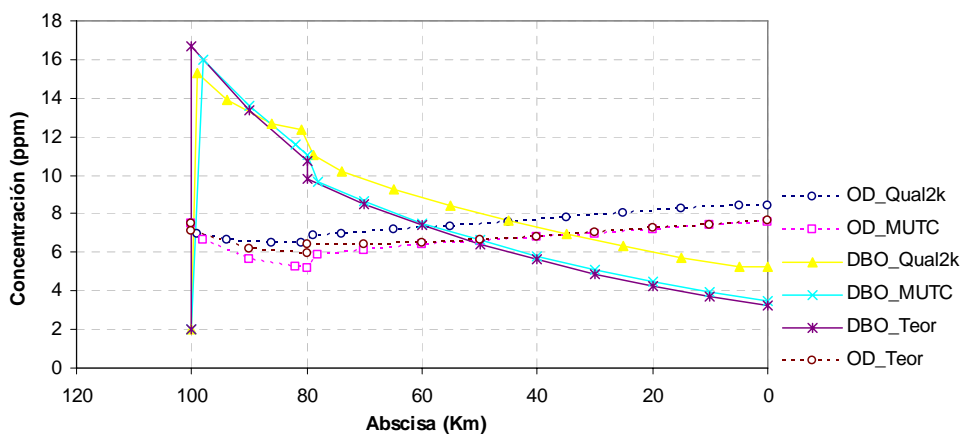
Las condiciones físicas planteadas para el Caso 3 son tan críticas en términos de cargas de DBO, que inducen consumos de oxígeno que ocasionan condiciones anóxicas aguas abajo de la abscisa 80 Km. En la Figura 5.4 se muestran los resultados obtenidos a través de ambos modelos junto con los perfiles estimados sin la consideración de condiciones de anoxia. Para este caso se resalta nuevamente la coherencia de los modelos QUAL2K y MUTC respecto a los perfiles obtenidos analíticamente, sin embargo, para el primero se aprecian valores de oxígeno que no alcanzan condiciones anaerobias debido que el modelo posee factores de atenuación que reducen las tasas de oxidación rápida y lenta de materia orgánica una vez se presentan bajos niveles de oxígeno (QUAL2K, 2005). En el modelo MUTC, por su parte, se observa la influencia de la resolución de la malla numérica en la aproximación del inicio de la zona anóxica resaltada en la Figura 5.4, donde una malla de 2 Km permite acercarse con mayor precisión a la misma.



(a) Perfiles de OD y DBO para el Caso 1



(b) Perfiles de OD y DBO para el Caso 2 – Malla 5 Km



(c) Perfiles de OD y DBO para el Caso 2 – Malla 2 Km

Figura 5.3. Perfiles de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno para el Caso 1 -a- y el Caso 2 -b y c-.

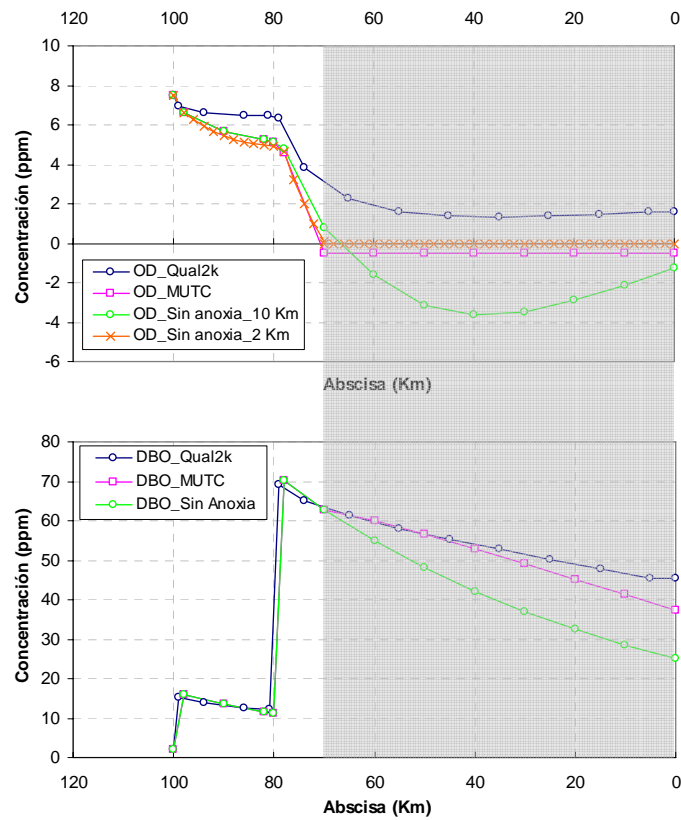


Figura 5.4. Perfiles de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno para el Caso 3

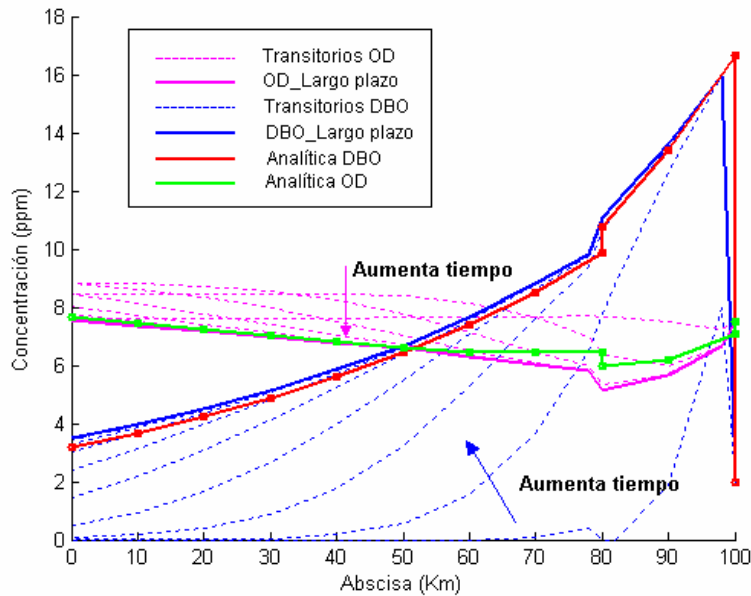


Figura 5.5. Perfiles de OD y DBO para el Caso 4 – Esquema flujo no permanente

Para el último caso, si para un período de simulación al final del cual se alcanza un estado permanente en las concentraciones de OD y DBO, se considera invariante en el tiempo el régimen de caudal, temperatura y vertimientos, se espera que el perfil de ambas variables sea el mismo que el obtenido a través de la solución del problema para estado permanente, tal como se observa en la Figura 5.5, en donde se comparan los perfiles obtenidos a partir del método de MacCormack implementado en el MUTC, para la misma malla definida en el Caso 3, y la correspondiente solución analítica.

5.2 APLICACIÓN EN EL RÍO SINÚ

5.2.1 Estudios existentes

En este numeral se mencionan los trabajos relacionados con la simulación de calidad del agua del río Sinú, que corresponde al principal caso de aplicación del presente trabajo en el marco del proyecto *Simulación de la calidad del agua y reglamentación del río Sinú, departamento de Córdoba* (CVS – UNALMED, 2007).

La cuenca del Río Sinú esta ubicada en la región de la costa Atlántica al nordeste de Colombia, entre los 7° y ° 30' de latitud norte y los 75° 15' y 76° 30' de longitud oeste tomando como referencia el meridiano de Greenwich (ver Figura 5.6). El río Sinú nace en el Nudo del Paramillo (departamento de Antioquia) a 3000 m.s.n.m. y su cuenca se extiende por 13700 km² hacia el mar Caribe, de los cuales 12200 km² pertenecen al departamento de Córdoba y los otros 1500 km² al departamento de Antioquia. Desde el año 2000, los primeros 74 km² de la cuenca del río Sinú se vienen aprovechando para generación eléctrica por parte de la empresa Urrá S.A., año a partir del cual se ha modificado completamente el régimen de caudales del río Sinú aguas abajo del proyecto (CVS - UNALMED, 2005).

Desde la puesta en marcha del proyecto hidroeléctrico Urrá I, se han desarrollado diversos estudios sobre la calidad del agua del embalse y sobre el efecto de su operación en la calidad del agua del río Sinú aguas abajo. La empresa Urrá S.A. E.S.P. llevó a cabo el modelamiento de la calidad del agua en el embalse ante diversos escenarios hidrológicos en la cuenca y escenarios de operación empleando el modelo bidimensional CE-QUAL-2. A partir de éste, fueron definidas condiciones de calidad del agua inmediatamente aguas abajo del embalse que constituyeron las condiciones de frontera del modelamiento del río Sinú a partir del modelo unidimensional

QUAL2E. Este trabajo se hizo para trece tramos definidos desde la salida del embalse hasta la desembocadura del río en el Mar Caribe, empleando constantes cinéticas (coeficientes de reaireación, tasas de oxidación de materia orgánica, etc.) requeridas por el modelo según recomendaciones del ya desaparecido Ministerio de Medio Ambiente y de firmas consultoras contratadas por la empresa Urrá S.A. E.S.P.

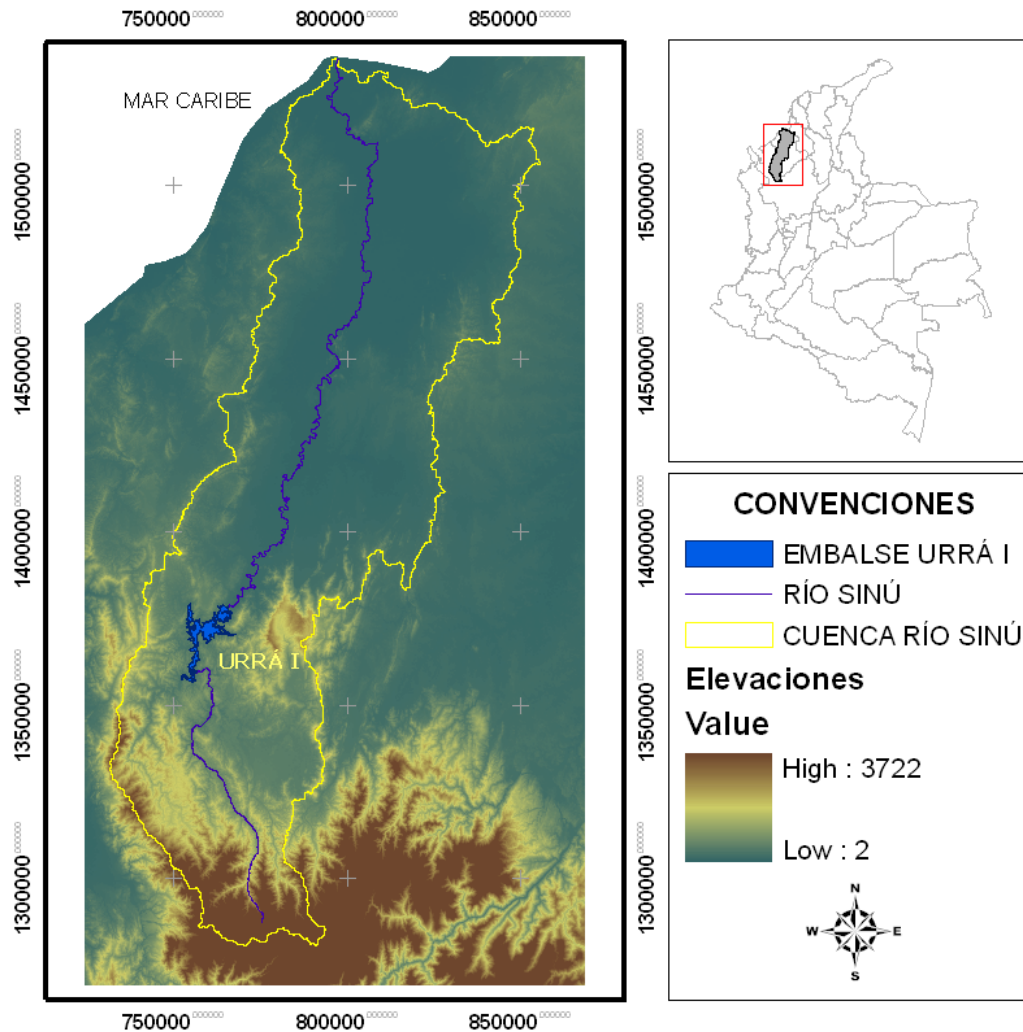


Figura 5.6. Localización de la cuenca del río Sinú

Junto con la empresa Urrá S.A., la Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y San Jorge (CVS), universidades y firmas consultoras han realizado jornadas de caracterización de la calidad del agua de ríos, caños y ciénagas de la cuenca del río Sinú, y que se han consolidado en estudios como el *Diagnóstico Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Sinú* (CVS y FONADE, 2004). Dicha información se convierte en la información base de trabajos

recientes como el soportado por este trabajo, en el cual se empleó, además del modelo MUTC, el modelo QUAL2K.

5.2.2 Monitoreos de calidad de agua

El monitoreo de la calidad del agua sobre la cuenca del río Sinú comenzó de forma sistemática y continua en el año de 1998 por parte de la empresa Urrá S.A, y desde aguas abajo del sitio de presa y en el embalse desde el año 2000 cuando se inició la operación de llenado del mismo. La CVS, por encargo del Ministerio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, inició en el 2002 las labores de seguimiento y control de la licencia ambiental que el gobierno otorgó al proyecto hidroeléctrico, definiendo para esto una serie de estaciones de monitoreo sobre el Río Sinú y en algunos otros puntos sobre caños y ciénagas.

En la Tabla 5.2 se muestran los valores medios de OD, DBO₅ y DBO₂₀ a lo largo del río Sinú, en algunas de las secciones transversales presentadas en el numeral. De igual forma, se presentan los valores medios sobre algunos cuerpos de agua de la cuenca.

Tabla 5.2. Número de mediciones de OD, DBO₅ y DBO₂₀ a lo largo del río Sinú entre los años 2002 y 2005

Estación	OD (mg/l)				DBO ₅ (mg/l)				DBO ₂₀ (mg/l)			
	No. Mediciones	Media	Desv.	Error estándar	No. Mediciones	Media	Desv.	Error estándar	No. Mediciones	Media	Desv.	Error estándar
Puente_Pacheco	9	5.79	0.76	0.25	6	4.3	2.3	1.0	8	11.7	5.5	2.0
Santa_Ana	13	6.36	0.63	0.18	7	4.0	2.8	1.1	8	11.9	6.4	2.3
Pasacaballos	13	6.56	0.60	0.17	7	3.6	0.6	0.2	8	10.6	5.3	1.9
Tierralta	13	7.08	1.06	0.29	7	3.8	1.5	0.6	8	11.3	5.4	1.9
Nueva_Colombia	13	7.08	0.76	0.21	7	3.9	1.7	0.6	8	14.7	5.6	2.0
Monteria	9	7.16	0.95	0.32	6	4.5	0.9	0.4	8	14.7	6.3	2.2
Mocari	9	6.88	0.90	0.30	6	6.0	2.0	0.8	8	15.1	6.5	2.3
San_Pelayo	13	6.93	0.95	0.26	7	5.5	1.7	0.7	8	14.0	5.9	2.1
La_Palma	13	6.97	1.07	0.30	7	4.3	1.5	0.6	8	13.0	5.8	2.1
La_Doctrina	13	6.40	0.72	0.20	7	4.6	2.0	0.7	8	13.7	5.7	2.0
Boca_Cotorra	10	6.00	0.40	0.13	4	3.8	1.0	0.5	6	12.8	5.8	2.4
Caño_Betanci	9	4.09	1.62	0.54	3	7.8	3.3	1.9	2	13.3	0.1	0.1

Estación	OD (mg/l)				DBO ₅ (mg/l)				DBO ₂₀ (mg/l)			
	No. Mediciones	Media	Desv.	Error estándar	No. Mediciones	Media	Desv.	Error estándar	No. Mediciones	Media	Desv.	Error estándar
Caño_Bugre	12	6.35	1.03	0.30	4	5.0	2.4	1.2	2	14.7	3.3	2.4
Caño_Aguas_Prietas	13	4.41	1.97	0.55	4	5.5	0.8	0.4	2	14.2	0.1	0.1
Caño_Grande	13	6.41	0.46	0.13	4	4.4	1.3	0.7	2	12.6	0.4	0.3
Caño_Sicará	13	6.25	0.52	0.14	4	4.7	1.1	0.6	2	15.4	2.5	1.8

Además del bajo número de datos disponibles en cada una de las estaciones de muestreo definidas por la CVS y la empresa Urrá S.A. E.S.P., vale la pena hacer las siguientes observaciones:

- No se cuenta con registros de caudal asociados a cada muestreo, ni la hora de la toma de éstas. Esto es fundamental para la correcta interpretación de las variables muestreadas, dada la variación horaria que ejerce el embalse Urrá sobre los caudales del río, y para el modelamiento de los mismos.
- No se miden siempre las mismas variables en todas las campañas, lo que hace difícil seguir su evolución temporal.
- Cambios en la ubicación de las estaciones de monitoreo, adición y eliminación de estaciones (CVS, 2004), decisiones que fueron apoyadas en unos pocos datos a un nivel temporal no especificado.
- No hay una periodicidad específica en los muestreos, como se aprecia en la Tabla 5.3.
- No existen datos tomados con el propósito específico de calibración de modelos de calidad de agua.

Tabla 5.3. Fechas de muestreo sobre el río Sinú

CAMPAÑAS		
AÑO	MES	DÍA
2002	NOVIEMBRE	14,15 Y 16
	DICIEMBRE	18,19 Y 20
2003	ENERO	22,23 Y 24
	AGOSTO	20, 21 Y 22
	NOVIEMBRE	12, 13 Y 14

CAMPAÑAS		
AÑO	MES	DÍA
	DICIEMBRE	18, 19 Y 20
2004	FEBRERO	11, 12 Y 13
	ABRIL	21, 22 Y 23
	JUNIO	23, 24 Y 25
2005	ABRIL	12 Y 14
	MAYO	11 Y 12
	AGOSTO	2 Y 3
	SEPTIEMBRE	21 Y 22.

En la Figura 5.7 y en la Figura 5.8, se observan los promedios de OD, DBO₅ y DBO₂₀ para las estaciones de muestreo a lo largo del Río Sinú desde aguas arriba (izquierda) hacia aguas abajo (derecha), junto con el error asociado a cada estimación. De dichas figuras se destacan errores que oscilan entre el 1% y el 5% para OD y entre el 6% y el 26% para DBO₅, esto debido tanto a la variabilidad misma de los procesos asociados a cada variable como al número de datos de las mismas en las estaciones de medición.

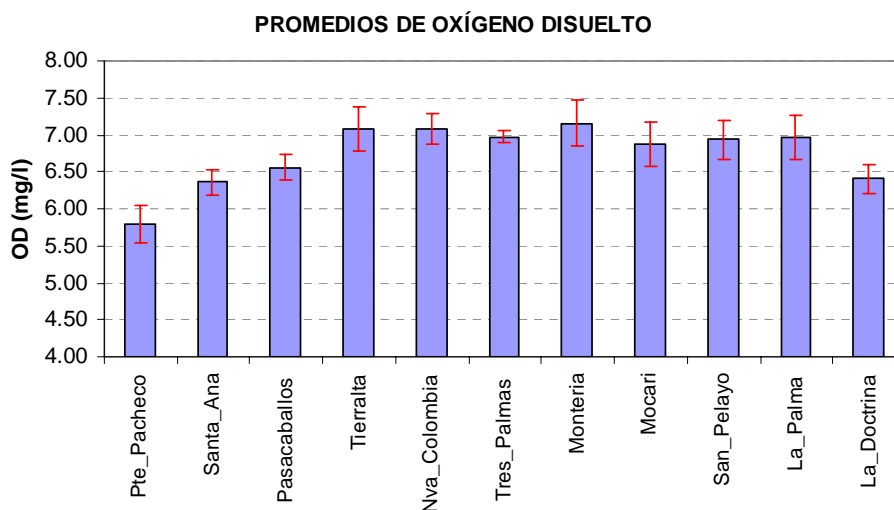


Figura 5.7. Perfil promedio de oxígeno disuelto a lo largo del río Sinú

PROMEDIOS DE DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

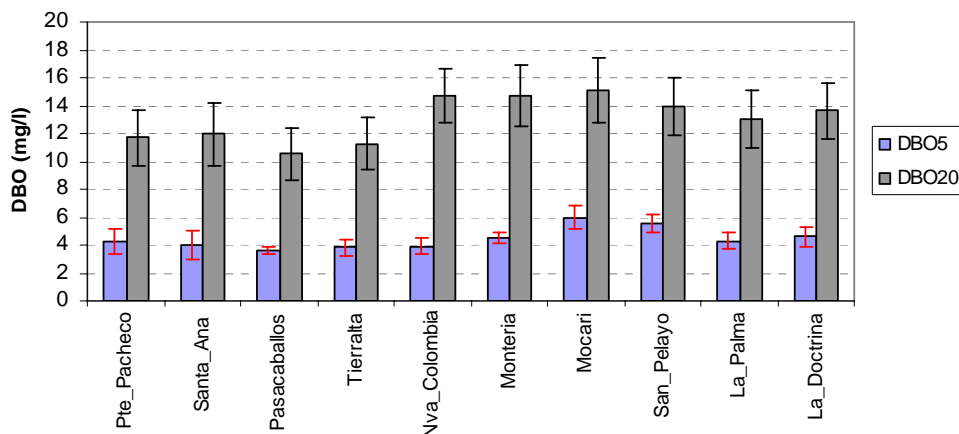


Figura 5.8. Perfil promedio de demanda bioquímica de oxígeno a lo largo del río Sinú

5.2.3 Vertimientos

La información de vertimientos empleada corresponde a la caracterización realizada por el Laboratorio de Calidad de Aguas de la CVS en el período 2000 – 2005. En la Tabla 5.4 se muestran los vertimientos que por atributos como municipio, receptor y georeferenciación hacen parte de la región de estudio.

Tabla 5.4. Vertimientos significativos sobre el río Sinú (kg/día)

MUNICIPIO	EMPRESA	CARGAS	Año 2000	Año 2001		Año 2002		Año 2003		Año 2004	Año 2005
			Sem 1	Sem 1	Sem 2	Sem 1	Sem 2	Sem 1	Sem 2	Sem 1	Sem 1
Tierralta	Municipio Tierralta ESP	DBO ₅	272.8	272.8	272.8	272.8	272.8	272.3	271.2	271.15	271.15
		SST	272.8	272.8	272.8	272.8	272.8	272.3	271.2	271.15	271.15
Ciénaga de Oro	Municipio de Ciénaga de Oro	DBO ₅	452.65	452.7	452.7	452.7	452.7	454	386.7	386.65	
		SST	452.65	452.7	452.7	452.7	452.7	454	386.7	386.65	
Cereté	CEREAGUAS - UNIAGUAS	DBO ₅	1265.28	1265	1265	1265	1265	1454	1265	1265.28	573.75
		SST	1265.28	1265	1265	1265	1265	1454	1265	1265.28	1147.5
Montería	Proactiva aguas de Montería	DBO ₅	5259.65	5260	5260	5260	5682	5699	5553	5926.62	6045.05
		SST	5259.65	5260	5260	5260	5682	5699	5555	5926.62	6045.05
Tierralta	Urrá - Reasentamiento	DBO ₅	33.78	33.78	80.16	80.16	100.2	105.6	105.6	105.6	105.6
		SST	137.72	137.7	200.4	200.4	100.2	105.6	105.6	105.6	105.6

MUNICIPIO	EMPRESA	CARGAS	Año 2000	Año 2001		Año 2002		Año 2003		Año 2004	Año 2005
			Sem 1	Sem 1	Sem 2	Sem 1	Sem 2	Sem 1	Sem 2	Sem 1	Sem 1
Cereté	Matadero Cereté (FRIGOCER)	DBO ₅	15.66	15.66	15.66	15.66	65.25	43.5	43.5	50.03	50.03
		SST	19.35	19.35	19.35	19.35	12.83	8.55	8.55	9.83	9.83
Montería	FRIGOSINU	DBO ₅			9.24	9.24	74.3	23.17	23.17	23.17	23.17
		SST			193.9	193.9	31.7	36.31	36.31	36.31	36.31
S. Bernardo del Viento	Municipio San Bernardo del Viento	DBO ₅	55	55	55	55	55	568.4	67.1	66	66
		SST	55	55	55	55	55	568.4	67.1	66	66
San Andrés de Sotavento	Municipio San Andrés de Sotavento	DBO ₅	118.8	118.8	118.8	118.8	118.8	118.8	133.7	133.65	133.65
		SST	118.8	118.8	118.8	118.8	118.8	118.8	133.7	133.65	133.65
Montería	XI Brigada Ejército	DBO ₅								4.15	101.12
		SST								8.05	331.81
Cereté	AVITEC S.A.	DBO ₅	23.3	23.3	23.3	143	143.3	605.5	695.3	642.78	586.79
		SST	3.98	3.98	3.98	31.6	31.64	348.7	443	365.31	550.8
Tierralta	Urrá - Zona de la obra	DBO ₅	578	578	88.12	88.12	73	72.09	72.09	6.41	0.82
		SST	2838	2838	3.2	3.2	2	5.28	5.28	66.59	0.67

5.2.4 Modelo de elevación digital

La información cartográfica utilizada para la construcción del modelo de elevación digital – MED - , se obtuvo de forma gratuita a través de Internet, por el “Seamless Distribution System” de la United States Geological Survey – USGS -, entidades que han trabajado en la extracción de la cartografía del planeta mediante imágenes de radar, poniendo a disposición submapas tipo raster georeferenciados respecto a la esquina inferior izquierda y con una extensión de 1° x 1° en coordenadas geográficas (1200 x 1200 celdas). De esta forma se obtuvo un MED de la región de estudio con una resolución de 3 segundos de arco (92 m aproximadamente) el cual se presenta en la Figura 5.9a. Otras resoluciones están disponibles a través de los distintos proyectos ETOPO2, GTOPO30 y SRTM90.

Además, se cuenta con información de una red de drenaje para la totalidad de la cuenca a escala 1:100.000 (CVS-FONADE, 2004) y otra para la zona baja de la cuenca a escala 1:25.000 actualizada por la Universidad Nacional (CVS-UNALMED, 2005). Ambas fuentes fueron empleadas en el procesamiento del MED (CVS-UNALMED, 2007). En la Figura 5.9b se muestra la

topología de la red de drenaje de la cuenca, de la cual se extrajeron los alineamientos correspondientes al río Sinú y a los caños Bugre y Aguas Prietas.

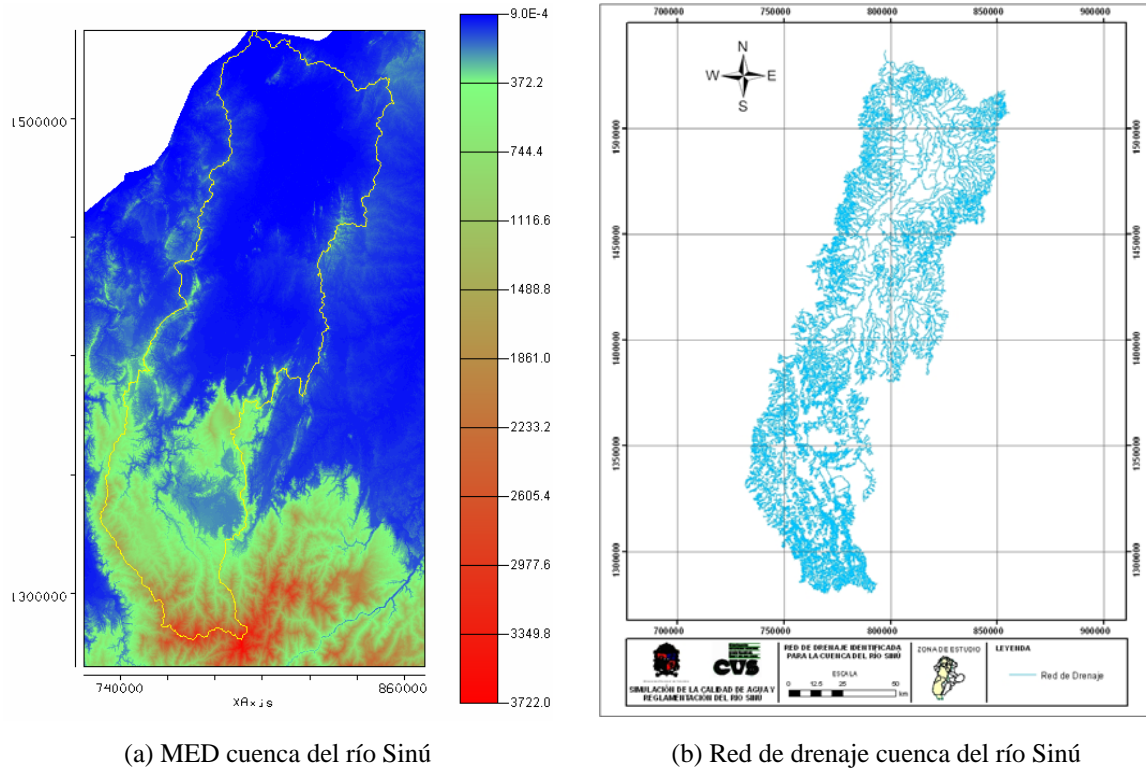


Figura 5.9. Modelo de elevación digital de la región de la cuenca del río Sinú

5.2.5 Tasas de oxidación de orgánica

De acuerdo con la metodología descrita en el numeral 4.3.2, se han recopilado valores de DBO_5 y DBO_{20} en diferentes estaciones de muestreo a lo largo del río Sinú (ver Tabla 5.2).

En la Tabla 5.5 se muestran los valores de k_d correspondientes a cada estación de medición sobre el río Sinú. Valores típicos de k_d se reportan en el intervalo 0.05 d^{-1} y 0.5 d^{-1} con un valor medio de 0.15 d^{-1} (Chapra, 1997), valor con el cual se hizo un primer ajuste a la información de cada una de las estaciones de muestreo. Como puede observarse en la Figura 5.11a dicha tasa de descomposición no permite ajustar para ningún caso la DBO_{20} promedio de cada estación. Por otro lado, en la Figura 5.11b se muestran las curvas ajustadas empleando las constantes presentadas en la Tabla 5.5, las cuales son bastante bajas en estaciones como Montería y Nueva Colombia, y en

general en las restantes estaciones teniendo en cuenta los intervalos reportados en la literatura. Se tiene entonces, en promedio, una tasa de descomposición de DBO de 0.053 d^{-1} .

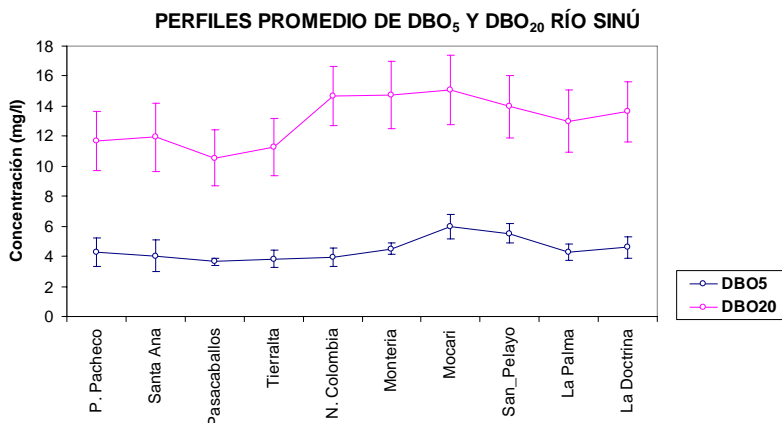
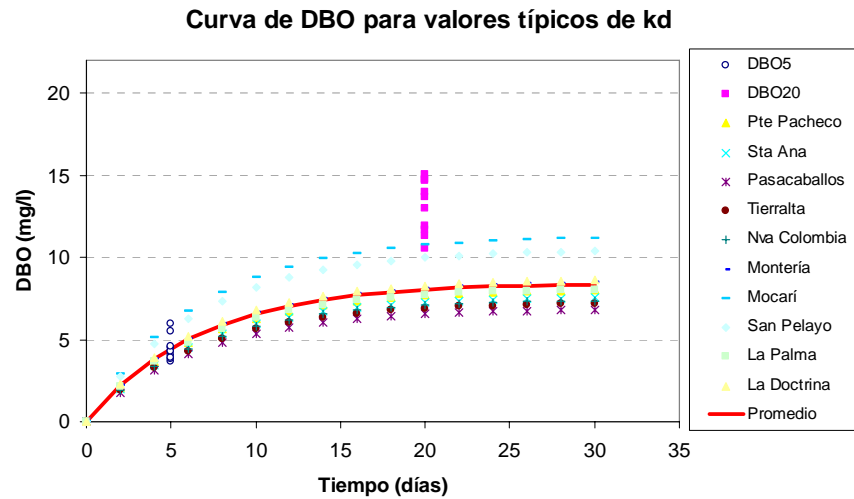


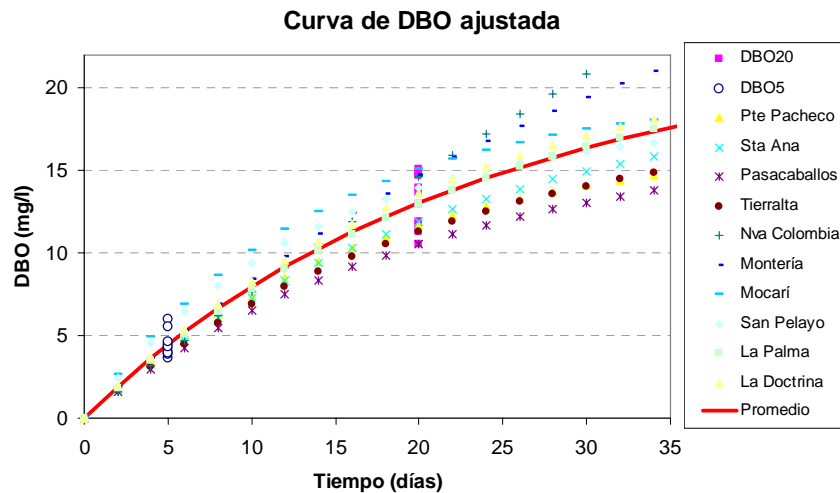
Figura 5.10. Perfiles promedio de DBO₂₀ y DBO₅ a lo largo del río Sinú

Tabla 5.5. Tasas de descomposición promedio ajustadas en estaciones de medición sobre el río Sinú

Estación	DBO ₅	DBO ₂₀	DBO ₅ /DBO ₂₀	k_d (d^{-1})
Pte_Pacheco	4.26	11.69	0.36	0.057
Santa_Ana	4.03	11.94	0.34	0.044
Pasacaballos	3.64	10.55	0.34	0.048
Tierralta	3.83	11.28	0.34	0.045
Nva_Colombia	3.93	14.70	0.27	0.010
Montería	4.51	14.71	0.31	0.029
Mocarí	5.96	15.08	0.40	0.072
San_Pelayo	5.54	13.96	0.40	0.072
La_Palma	4.29	13.00	0.33	0.041
La_Doctrina	4.59	13.65	0.34	0.044



(a) Modelo de DBO ajustado a cada estación para $k_d = 0.15 \text{ d}^{-1}$



(b) Modelo de DBO ajustado a información de laboratorio para cada estación

Figura 5.11. Curvas de DBO ajustadas en estaciones de medición sobre el río Sinú

5.2.6 Condiciones de frontera

Aguas abajo del embalse Urrá, las concentraciones de oxígeno disuelto y DBO_5 se encuentran influenciadas por diferentes factores entre los que se encuentra el nivel de operación del embalse y las condiciones de descarga del mismo, teniendo en cuenta la estratificación que sufren dichas variables dentro del embalse. Sin embargo, en la estación Puente Pacheco no se ha encontrado ninguna correlación con dichos factores ya que se encuentra 1.1 Km aguas abajo del embalse y todos los procesos que ocurren justo después de la descarga no pueden capturarse.

Como vía alterna, la condición de frontera en la estación Puente Pacheco puede definirse de acuerdo con los registros de calidad de agua que allí se tienen. La información suministrada reporta un mínimo valor de OD de 4.79 mg/l al cual corresponde el máximo valor de DBO₅ registrado de 8.18 mg/l, este caso define el escenario más desfavorable identificado. El mínimo valor de DBO₅ reportado es de 1.6 mg/l junto con el cual se registró una concentración de OD de 6.0 mg/l, valores que definen el estado más favorable identificado. Cabe anotar, sin embargo, que es necesario continuar el monitoreo y recolección de mayor información en la estación Puente Pacheco que permita discernir sobre los estados más críticos y favorables para el río Sinú producto de la operación del embalse en términos de las concentraciones de salida.

5.2.7 Selección de malla numérica

La selección de la malla de cálculo se hizo fijando las condiciones de frontera en la estación Puente Pacheco de acuerdo con las concentraciones promedio presentadas en la Tabla 5.2. El coeficiente de reaeración fue estimado a partir de las condiciones hidráulicas para escenarios de caudal mínimo y medio, extraídos de la serie histórica de caudales diarios turbinados por la empresa Urrá y transitados en el modelo HEC-RAS. Cabe anotar que dichos escenarios se definieron sólo con fines numéricos y no representan las condiciones de simulación que se harán después de la configuración final del modelo. Por otro lado, la sensibilidad se evaluó para transporte netamente advectivo ($E = 0$) y empleando el perfil de temperatura media del agua descrito en el numeral 4.3.3 junto con el perfil de saturación de oxígeno derivado del mismo.

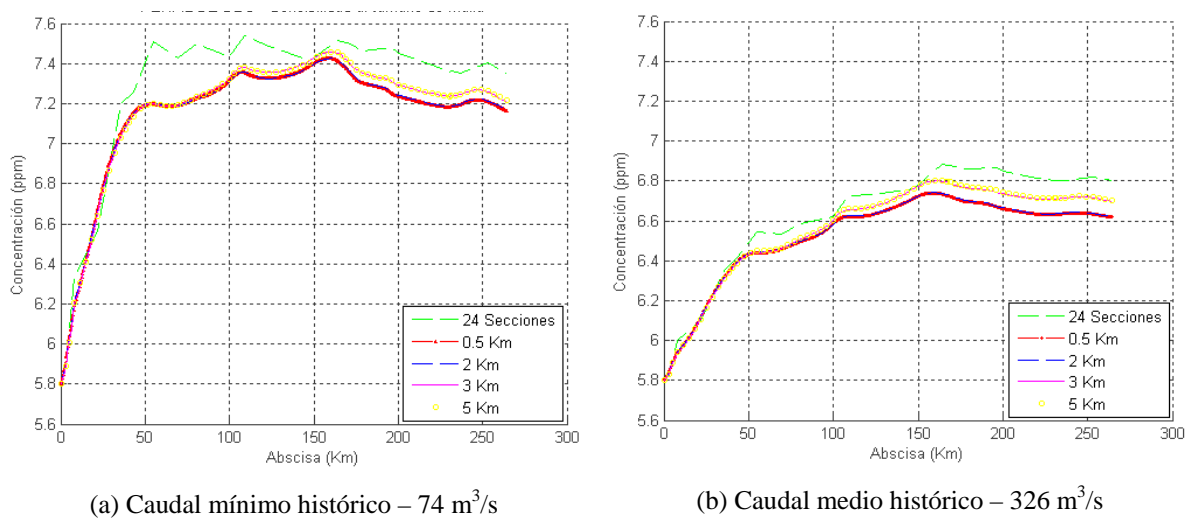


Figura 5.12. Perfiles de oxígeno disuelto para diferentes mallas de cálculo

En la Figura 5.12 se muestran los perfiles de oxígeno disuelto estimados para las condiciones antes descritas, tanto para el caudal diario mínimo histórico turbinado (Figura 5.12a) como para el caudal medio diario (Figura 5.12b). Puede apreciarse claramente el efecto que la estimación del coeficiente de reaeración tiene sobre el flujo de oxígeno, el cual, para mayores láminas de agua, induce menor disponibilidad ya que las ecuaciones empíricas de Churchill, O'Connor y Dobbins y Owens sugieren tasas de reaeración inversamente proporcionales a la profundidad de flujo H .

Se evaluó la sensibilidad del modelo para mallas irregulares que en promedio tienen 5 Km, 3 Km, 2 Km, 0.5 Km ya que la técnica de interpolación implementada en HEC-RAS no genera mallas regulares. Además, se emplearon las 24 secciones de monitoreo disponibles sobre el río Sinú como malla adicional. Como puede observarse en la Figura 5.12 la aproximación encontrada con esta última se aleja claramente de las aproximaciones de las restantes mallas de cálculo.

Las mallas de 5 Km y 3 Km arrojan resultados similares entre sí con un error cuadrático medio (RMS) de 0.005 mg/l, al igual que las mallas de 2 Km y 0.5 Km (RMS = 0.006 mg/l). Gráfica y numéricamente puede observarse que es suficiente una malla de 2 Km para no introducir ruido en el modelo a lo largo del río Sinú desde el punto de vista de su discretización, teniendo en cuenta que dicha resolución fue también recomendada en el modelo hidráulico implementado y que con su uso se incurre en tiempos de procesamiento no significativos.

Por otro lado, se evaluó la sensibilidad del modelo MUTC para estado permanente empleando las propuestas para la estimación del coeficiente de dispersión longitudinal en ríos presentadas en el numeral 3.1.1.6. En la Figura 5.13 se muestran los perfiles de OD estimados empleando cada una de las correlaciones antes mencionadas, en la cual se observa claramente la independencia del problema al parámetro E , para estado permanente de flujo, lo cual se traduce en un valor máximo RMS de 0.01 mg/l si se comparan los perfiles obtenidos empleando las propuestas de Kashefipour et al. (2001) con el caso $E = 0$ (sistema advectivo).

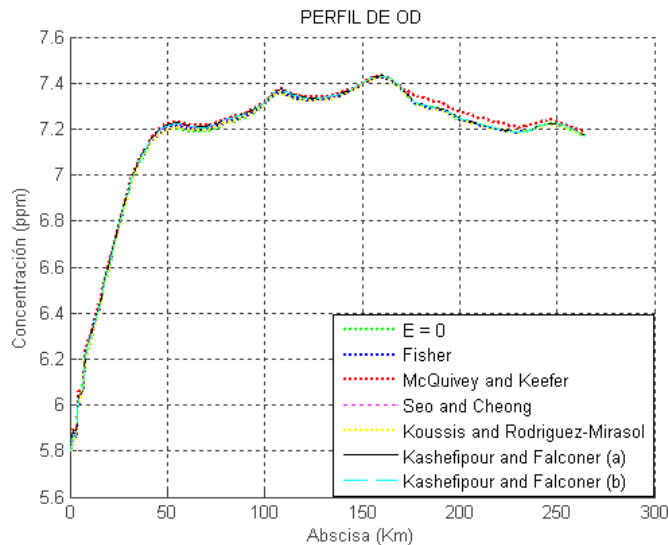


Figura 5.13. Sensibilidad del modelo a coeficiente de dispersión longitudinal, para estado permanente de flujo

5.2.8 Análisis de sensibilidad

En el numeral anterior se evaluó la sensibilidad del modelo MUTC a la resolución espacial, Δx , definida a lo largo del río Sinú (parámetro numérico) donde se seleccionó un tamaño de malla de 2 Km como base para la realización de simulaciones bajo estado permanente de flujo, y para la definición de la resolución temporal del modelo, Δt , para escenarios de flujo no permanente. Por otro lado, se encontró que para estado permanente de flujo, el coeficiente de dispersión longitudinal, E , no tiene efecto sobre los perfiles de OD y DBO.

En este numeral se evalúa la sensibilidad del modelo al parámetro cinético, k_d , que corresponde al parámetro más relevante del modelo MUTC ya que define la única extracción de oxígeno disuelto de la corriente modelada. Parámetros como la tasa de reaireación o el nivel de saturación de oxígeno no se encuentran sujetos a calibración, ya que su implementación se basa en correlaciones empíricas.

En la Figura 5.15 se muestran perfiles de OD y DBO₅ en el río Sinú, para las condiciones señaladas en la Figura 5.14, variando la tasa de oxidación de materia orgánica, k_d , en el intervalo 0.05 – 0.5 d⁻¹. Se observa que conforme aumenta la tasa de oxidación y hay material orgánico disponible para ser reducido, mayores cantidades de oxígeno son demandadas en menores tiempos

(o en menores distancias recorridas por la masa de agua para el caso de una corriente). Esto ocurre entre las abscisas 0.0 Km y 100 Km aproximadamente, donde las concentraciones de DBO inducidas por las condiciones de frontera (concentraciones en la estación Puente Pacheco) y los vertimientos de *Tierralta* y *Valencia*, conllevan a la utilización de las mayores cantidades de oxígeno a lo largo del río, haciendo además, que alrededor de la abscisa 100 Km pocas cantidades de materia orgánica prevalezcan y que por tanto se invierta el comportamiento de OD hacia aguas abajo, es decir, que para las mayores tasas de oxidación se observen las mayores concentraciones de OD.

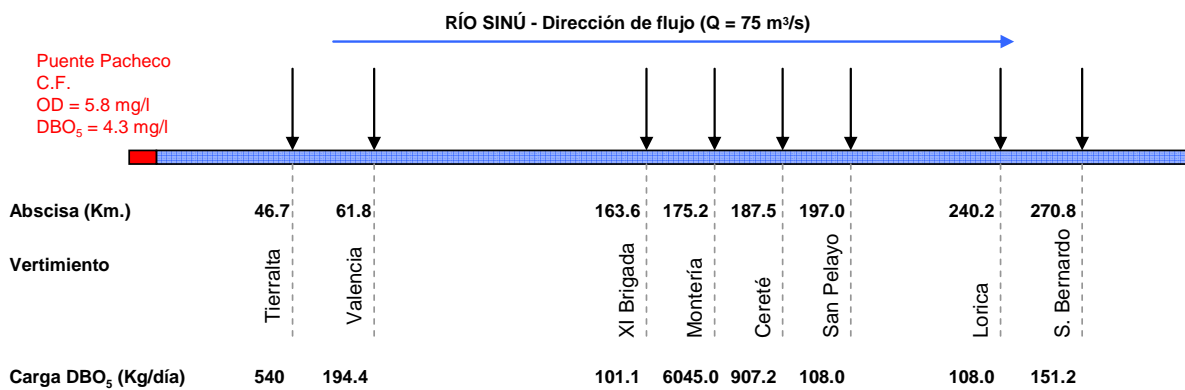
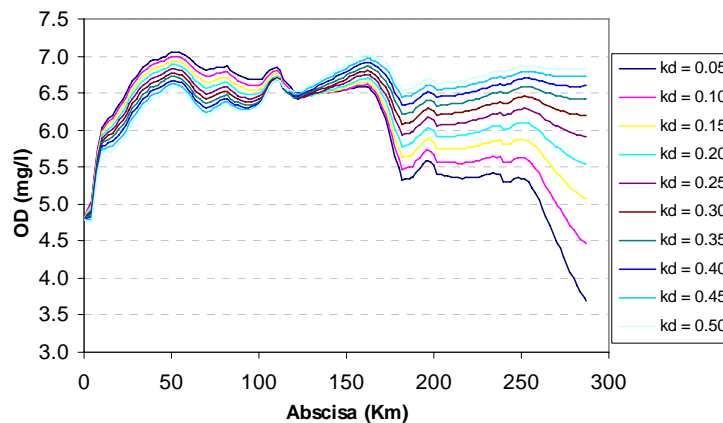
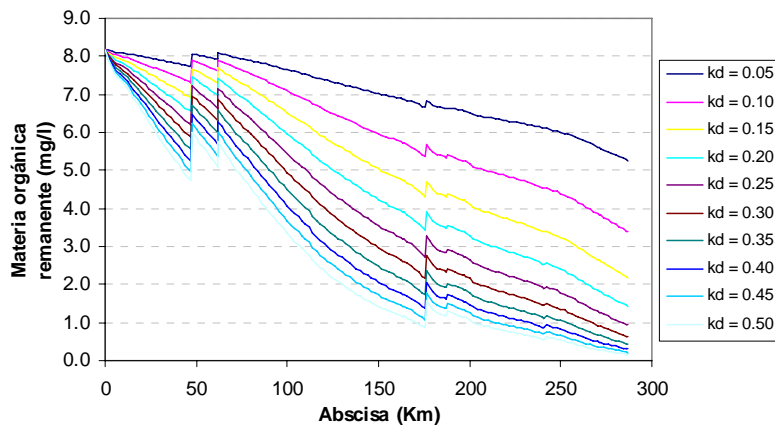


Figura 5.14. Configuración del escenario de simulación para evaluar la sensibilidad del modelo al parámetro k_d .

La alta sensibilidad que el modelo tiene al parámetro físico, k_d , resalta la limitación de éste al emplear sólo un valor de la tasa de oxidación en todo el dominio.



(a) Perfiles de oxígeno disuelto para diferentes tasas de oxidación de DBO



(b) Perfiles de DBO para diferentes tasas de oxidación

Figura 5.15. Sensibilidad de los perfiles de OD y DBO a la tasa de oxidación de materia orgánica empleada en el MUTC.

5.2.9 Condiciones iniciales y período de calentamiento

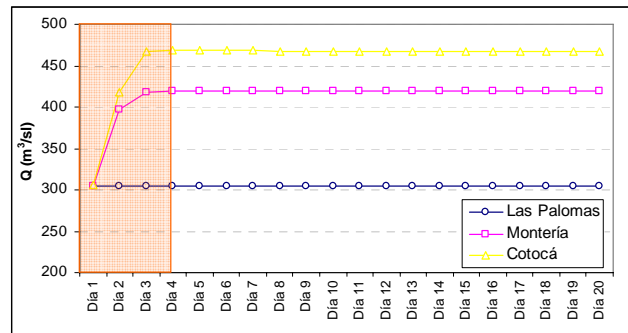
La aproximación numérica de la ecuación ADR para estado no permanente de flujo se encuentra influenciada por las condiciones iniciales definidas, tanto por las condiciones hidráulicas a lo largo del río Sinú, como por los niveles iniciales de oxígeno disuelto en la corriente. Al prescribir los valores iniciales, éstos son generalmente inconsistentes con los valores de las condiciones de borde especificados en las fronteras abiertas al inicio de la simulación, lo cual producirá ondas numéricas en la solución (Palacio, 2002).

Debido a lo anterior, se requiere de un período de simulación, previo a la obtención de estimaciones numéricas confiables y coherentes con el caso de interés, para que el modelo disipe el efecto de las condiciones iniciales definidas, las cuales, en el modelo MUTC, corresponden al efecto de las condiciones iniciales definidas en el modelo HEC-RAS para alguna simulación específica y de los niveles iniciales de oxígeno definidos a lo largo de la malla numérica que corresponde al nivel de saturación.

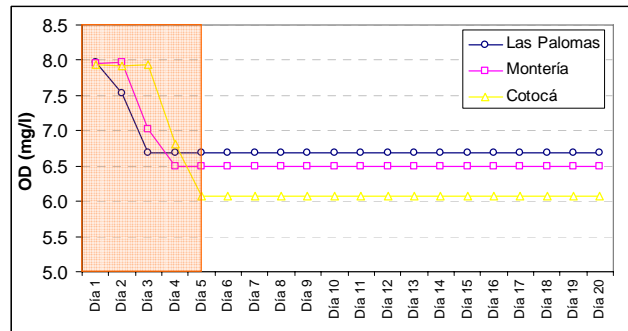
En la Figura 5.16a se muestra la variación en el tiempo de los caudales simulados en el modelo HEC-RAS para un caso específico en las estaciones *Las Palomas*, *Montería* y *Cotocá*, en las cuales se observa un período de calentamiento o amortiguación de 4 días antes de que se alcance el estado estable de caudales. Por su parte, los perfiles de OD y DBO requieren alrededor de 5 días para

estabilizarse, donde las estación *Cotocá* es la que define dicho período ya que se localiza más aguas abajo que las demás (ver Figura 5.16b y Figura 5.16c).

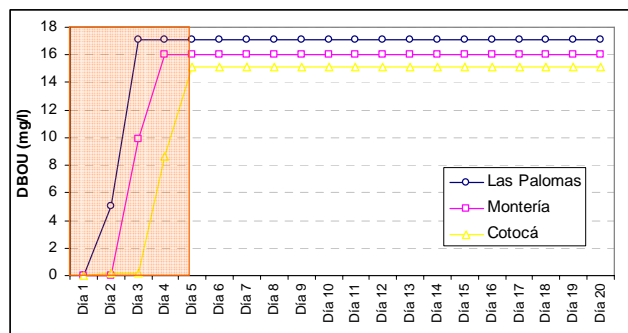
Cabe anotar que los perfiles presentados en la Figura 5.16 corresponden a observaciones diarias de los resultados obtenidos en el modelo MUTC. En el numeral 5.2.11 se presentan algunos resultados con resolución horaria de observación, donde de igual forma se puede identificar un período de calentamiento inicial que debe desecharse.



(a) Variación de caudales, modelo HEC-RAS



(b) Variación de OD, modelo MUTC



(c) Variación de DBOU, modelo MUTC

Figura 5.16. Período de calentamiento correspondiente a la simulación de transporte de OD y DBO para estado no permanente.

5.2.10 Definición de escenarios de simulación

El proyecto hidroeléctrico Urrá I define el primer factor externo necesario en la definición de los escenarios de simulación de calidad de aguas, cuya operación no sigue un patrón claro dado el sistema de mercado energético del país. Por dicha razón, se han tenido en cuenta tres criterios en la definición de los caudales turbinados por el proyecto para efectos de simulación: frecuencia y magnitud de los caudales turbinados y caudal ecológico establecido en la licencia ambiental otorgada al proyecto. En el numeral 4.2.1.2 se presentaron los histogramas de frecuencias de caudal turbinado por la central y de cambios de caudal, a partir de los cuales se han identificado altas fluctuaciones entre 100 m³/s y 200 m³/s en un día, para caudales frecuentes entre 200 m³/s y 300 m³/s, como las mostradas en la Figura 5.17 y caracterizados por bajos tiempos de operación (alrededor de 6 horas) en las horas de la noche. El patrón típico propuesto define el primer escenario de operación propuesto para Urrá, el cual, dada su variabilidad de caudal, corresponde a un escenario transitorio.

Un segundo caso de operación corresponde a caudales horarios turbinados entre 700 m³/s y 800 m³/s descargados en períodos de tiempo donde se producen cambios de caudal entre 100 m³/s y 200 m³/s. Aunque desde el punto de vista de la dilución de contaminantes este caso no es crítico para la calidad del agua del sistema, la fluctuación en el período de operación sí lo es. En la Figura 5.18 se presentan los hidrogramas turbinados que cumplen las características descritas junto con la fluctuación típica propuesta para representarlos. Este escenario es también transitorio dada la fluctuación de caudales.

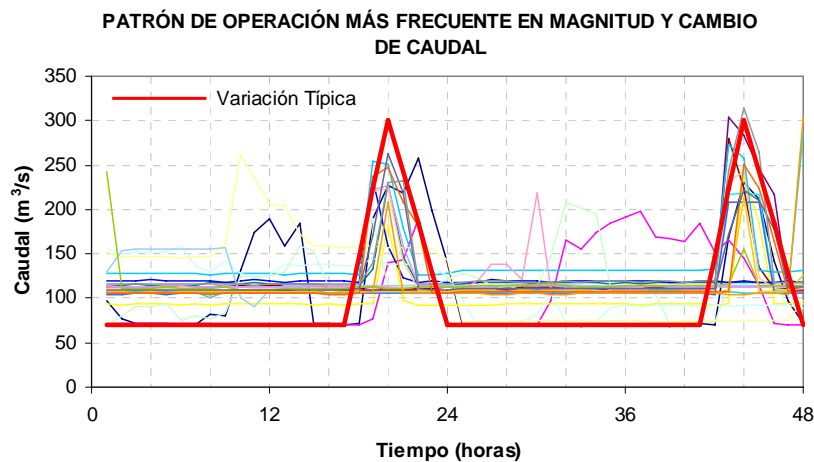


Figura 5.17. Escenario_1 de Hidrogramas típicos horarios turbinados

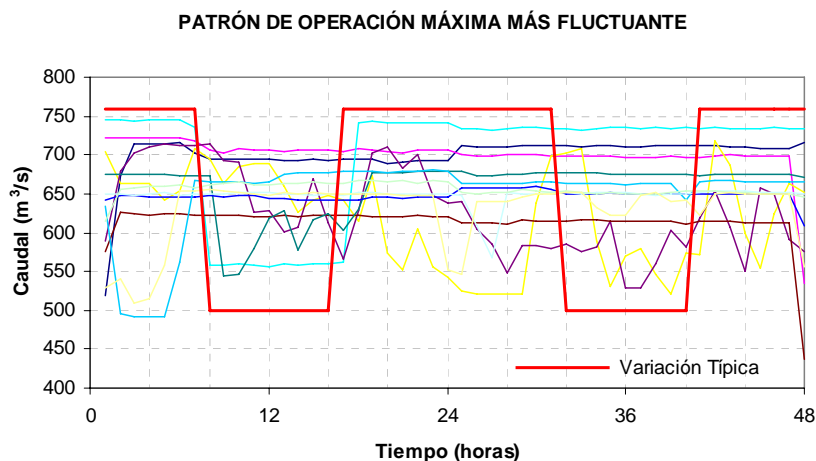


Figura 5.18. Escenario_2 de Hidrogramas típicos horarios turbinados

Finalmente, desde el punto de vista de la operación del proyecto Urrá I se proponen dos casos adicionales para estado permanente de flujo. El primero corresponde a un caudal turbinado mínimo de $75 \text{ m}^3/\text{s}$ (caudal ecológico) y el segundo al caudal medio diario turbinado en el período 2004 – 2006 ($305 \text{ m}^3/\text{s}$). Éstos son la base en la elaboración de los perfiles de calidad de agua más relevantes desde el punto de vista de la reglamentación de las aguas del río Sinú y los caños Bugre y Aguas Prietas.

La contribución a los escenarios de simulación de calidad de aguas de las cuencas tributarias al río Sinú se ha definido en términos de la respuesta hidrológica de las mismas, presentada en CVS-UNALMED (2007). Se utilizaron para ello los caudales medios y los caudales mínimos correspondientes a un período de retorno, T_r , de 10 años, bajo la consideración de que el fenómeno del Niño es un evento extremo que debe considerarse y que es el periodo promedio de ocurrencia de un fenómeno Niño de características medias (UNALMED et al., 2003). En la Tabla 5.6 se presentan los caudales medios y mínimos estimados en las cuencas tributarias al río Sinú.

En la Tabla 5.7 se presentan los escenarios que se proponen de acuerdo con la operación de Urrá I y el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Sinú (tributarios), así como el nombre asignado a cada uno de ellos en los modelos de simulación de calidad de aguas y en la base de datos del proyecto.

Tabla 5.6. caudales medios y mínimos estimados en las cuencas tributarias al río Sinú y al caño Aguas Prietas

ABSCISA (m)	TRIBUTARIO_RÍO SINÚ	CAUDAL MEDIO (m ³ /s)	CAUDALES MÍNIMOS (m ³ /s)		
			Tr = 2.33 años	Tr = 5 años	Tr = 10 años
12311	Quebrada Tay	3.412	0.655	0.569	0.521
28911	Quebrada Piru	11.769	2.116	1.814	1.646
44475	Quebrada Juy	6.948	1.148	0.978	0.884
55581	Quebrada Peña	2.1	0.328	0.281	0.255
69117	Quebrada Aguas Prietas	5.527	0.896	0.751	0.671
70285	Quebrada Los Pescados	11.072	1.955	1.657	1.49
75911	Quebrada Matamoros	2.707	0.478	0.401	0.358
95733	Caño El Cucharo	1.873	0.351	0.297	0.267
115350	Caño Betancí	67.445	4.881	3.632	2.937
142214	Arroyo San Jerónimo	1.406	0.015	0	0
190480	Caño El Vidrial	34.651	2.997	2.111	1.618
199843	Arroyo El Barroso	2.405	0.176	0.142	0.124
205584	Braza Cañaveral	2.263	0.162	0.129	0.11
209500	Caño Arenosa	3.247	0.202	0.153	0.125
238137	Caño El Tigre	3.442	0.279	0.223	0.192
252600	Caño El Retiro	4.606	0.322	0.25	0.21

Tabla 5.7. Escenarios de simulación de calidad de agua definidos

		Caudal en cuencas tributarias	
		Condiciones Medias	Condiciones Mínimas
Escenario operativo de Urrá	<i>FLUJO PERMANENTE</i>		
	Mínimo turbinado (75 m ³ /s)	Calidad_01	Calidad_02
	Medio turbinado (305 m ³ /s)	Calidad_03	Calidad_04
	<i>FLUJO NO PERMANENTE</i>		
	Pulso operativo de mediana magnitud y alta variabilidad	Transitorio_01	---
	Pulso operativo de mediana magnitud y alta variabilidad	Transitorio_02	---

Los escenarios Calidad_01 y Calidad_02 se caracterizan por inducir bajos niveles de flujo aguas abajo del proyecto hidroeléctrico tal como se muestra en la Figura 5.19a para el sector de

Montería. Para dichas condiciones, el caño Bugre no recibe aportes de caudal (Figura 5.19b) y sólo el río Sinú es considerado en las simulaciones hidráulicas y de calidad de aguas.

Por su parte, los escenarios Calidad_03 y Calidad_04 sí inducen flujo en el caño Bugre ya que el caudal medio turbinado considerado en ambos escenarios ($305 \text{ m}^3/\text{s}$) supera el umbral del caudal necesario en el río Sinú para generar flujo en el caño Bugre (ver numeral 4.2.1.1).



(a) Niveles de flujo del río Sinú – Sector Montería



(b) Condiciones de no flujo en el caño Bugre

Figura 5.19. Características de flujo generales en el río Sinú y el caño Bugre para los escenarios Calidad_01 y Calidad_02

Los escenarios Transitorio_01 y Transitorio_02 corresponden a los pulsos horarios operativos ya descritos y presentados en la Figura 5.17 y Figura 5.18. La relevancia de estos escenarios radica

en la recurrencia que tienen de acuerdo con las mayores frecuencias de ocurrencia encontradas en el período 2004 – 2006, y en la independencia de éstos del período climático en la cuenca del río Sinú.

5.2.11 Resultados

Junto con el modelo MUTC, en CVS-UNALMED (2007) fue empleado el programa QUAL2KW para la simulación de OD y DBO a lo largo del río Sinú y los caños Bugre y Aguas Prietas. En este numeral se rescatan los resultados de éste último en dicho estudio, y se comparan con los resultados obtenidos a partir del modelo MUTC correspondientes, resaltando los factores más relevantes en cuanto a las diferencias obtenidas entre ellos.

Cabe anotar que en el software QUAL2KW, un proceso de calibración basado en algoritmos genéticos, denominado PIKAIA, fue empleado para maximizar la bondad de ajuste de los resultados obtenidos con el modelo comparado con los datos de campo (Chapra y Pelletier, 2004; Pelletier *et al.*, 2006); sin embargo, también se señala en dicho trabajo que el modelo, tal como se configuró para el río Sinú (datos de campo, hidráulica, climatología, condiciones de frontera, etc.), no es un modelo que permita una calibración adecuada, lo que indica que falta introducirle al mismo información adicional, especialmente de campañas de campo bajo diferentes condiciones hidrológicas, con información completa de variables de calidad, tales como, OD, DBO₅ filtrada y total, DQO, nitrógeno orgánico, amonio, nitratos y SST, sin olvidar el caudal líquido Q que es indispensable en los procesos de calibración, validación y simulación que vayan a realizarse.

5.2.11.1 Escenario Calidad_01

En la Figura 5.20 se muestran los perfiles de velocidad y profundidad a lo largo del río Sinú para el escenario de simulación Calidad_01, estimados a partir del modelo hidráulico HEC-RAS (valores usados en el MUTC) y a partir de curvas de potencia ajustadas para el río Sinú en el modelo QUAL2KW (ver numeral 2.1.1). La principal diferencia entre las variables hidráulicas mencionadas radica en el aparente rezago (o desfase) entre los perfiles, que sólo se debe a las diferencias entre los abscisados de los modelos. En el primero, las abscisas sobre los cuerpos de agua son extraídas de la red de drenaje en formato *raster* de la zona de estudio y en el segundo tomadas del modelo HEC – RAS, que no tiene en cuenta la sinuosidad del río que sí es considerada en HydroSIG; sin embargo, las magnitudes de la velocidad y la lámina de flujo son adecuadamente

representados en el modelo QUAL2KW, lo cual resalta la simplicidad y funcionalidad de las curvas de potencia V vs. Q y H vs. Q .

Por otro lado, aunque los perfiles de OD sugieren la misma tendencia en los modelos QUAL2KW y MUTC - condición que prevalece en los restantes escenarios como se verá más adelante -, los resultados obtenidos mediante el QUAL2K muestran oscilaciones numéricas que no se deben al efecto de vertimientos externos ni a falencias en la estimación de las variables hidráulicas del modelo. El mismo efecto numérico se manifiesta en los perfiles de DBO estimados, lo cual no ocurre para ninguno de los perfiles obtenidos mediante el modelo MUTC.

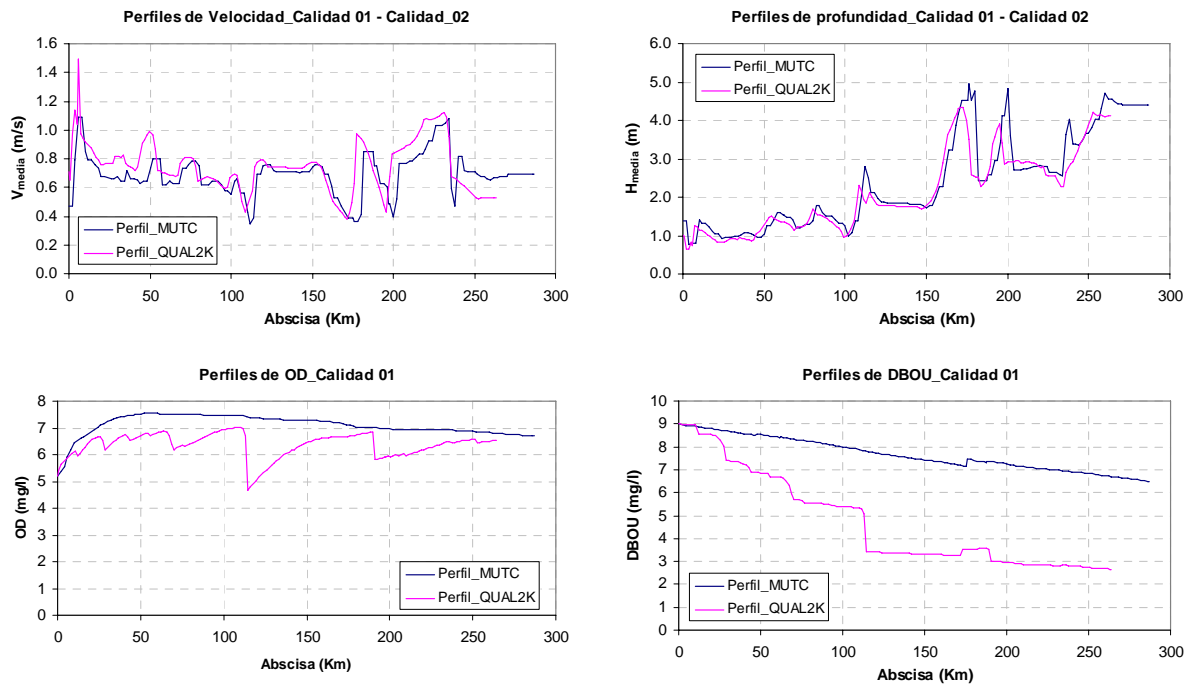


Figura 5.20. Perfiles de variables hidráulicas y de calidad de agua para el escenario Calidad_01

5.2.11.2 Escenario Calidad_02

En la Figura 5.21 se muestran los resultados correspondientes al escenario Calidad_02. A diferencia del primer escenario, las oscilaciones numéricas del modelo QUAL2K desaparecen y se obtienen perfiles de OD comparables entre éste y el modelo MUTC, con concentraciones de oxígeno siempre mayores para este último ya que solo los procesos de reaeración y oxidación de materia orgánica son considerados, en tanto que para el modelo QUAL2K, procesos adicionales

como nitrificación son tenidos en cuenta. Además, las tasa de oxidación utilizada en el modelo QUAL2K es mayor ($k_d = 0.083 \text{ d}^{-1}$) que la empleada en el modelo MUTC ($k_d = 0.053 \text{ d}^{-1}$) y por tanto los efectos señalados en el numeral 5.2.8 entran a jugar un papel importante. Cabe anotar que la máxima diferencia obtenida entre ambos perfiles no supera el 10 %.

Cabe mencionar las diferencias en la estimación de la condición de frontera de DBO última empleada por ambos modelos: el modelo QUAL2KW estima dicho valor a partir de la suma de la $\text{DBO}_{\text{lenta}}$, la $\text{DBO}_{\text{rápida}}$ y el material orgánico particulado, discriminadas en el modelo, en tanto que en el modelo MUTC dicho valor es estimado a partir del valor de DBO_5 registrado en la estación *Puente Pacheco* a partir de la ecuación (5.5).

$$(5.5) \quad L_0 = \frac{\text{DBO}_5}{1 - e^{-5k_d}}$$

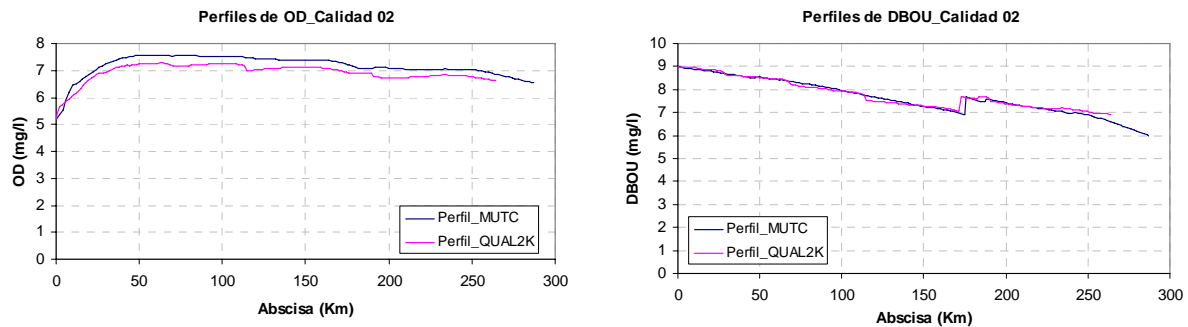
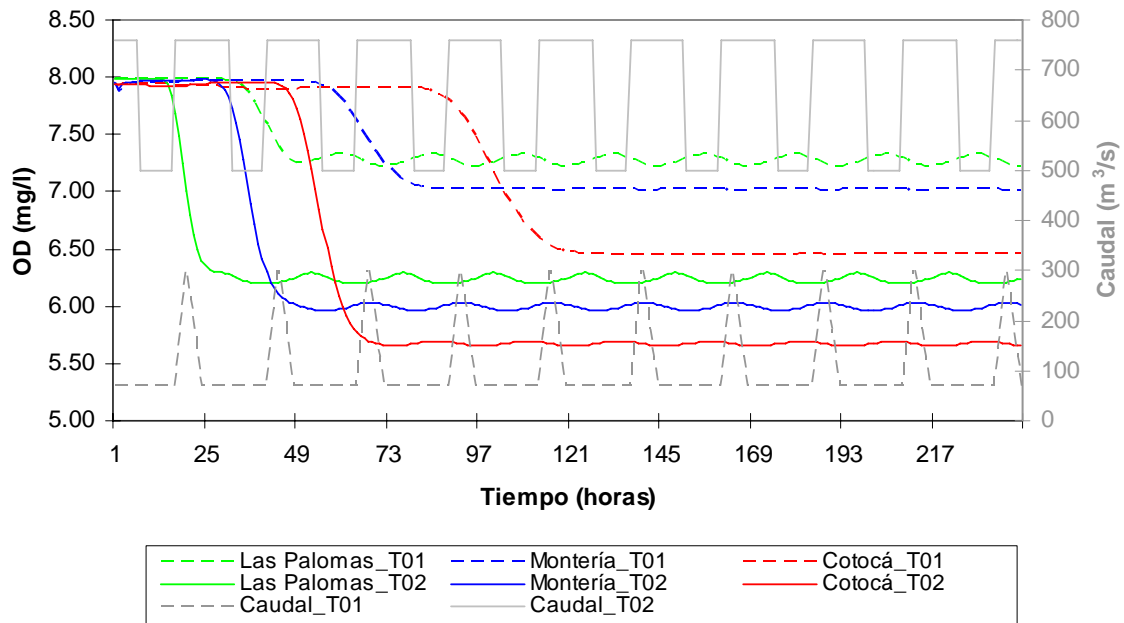


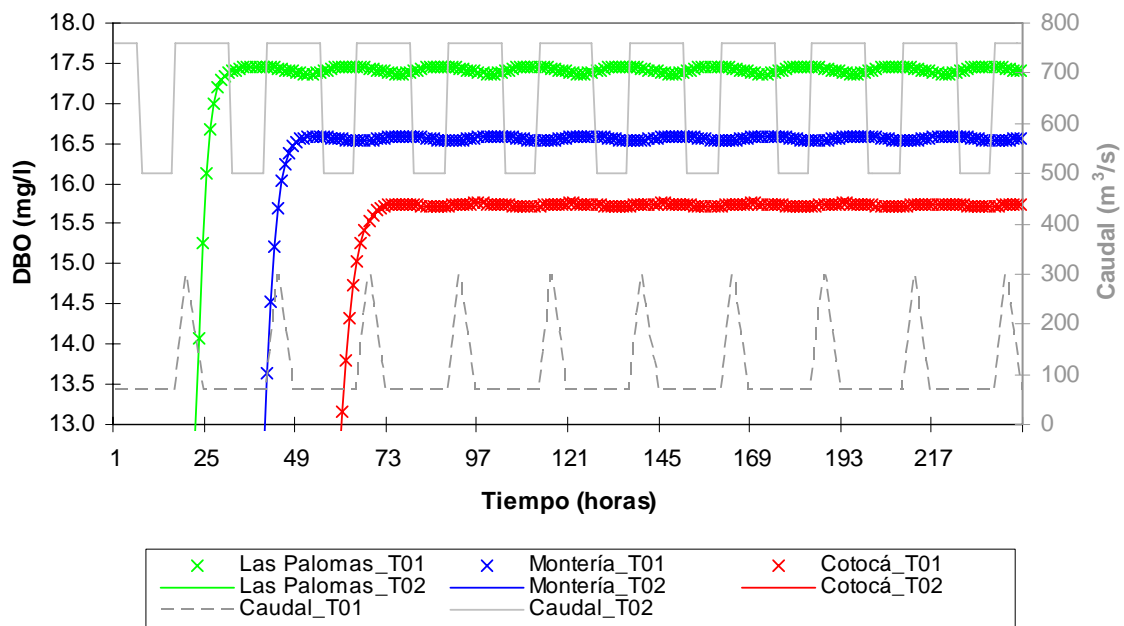
Figura 5.21. Perfiles de variables hidráulicas y de calidad de agua para el escenario *Calidad_02*

5.2.11.3 Escenarios *Transitorio_01* y *Transitorio_02*

En la Figura 5.22 se muestran los valores estimados de OD y DBO en las estaciones *Las Palomas*, *Montería* y *Cotocá*, para un período de simulación de 240 horas (10 días), correspondientes a los escenarios *Transitorio_01* (T_01) y *Transitorio_02* (T_02) definidos en el numeral 5.2.10 para flujo no permanente. Se puede observar que sólo la magnitud de los caudales ejerce influencia relevante sobre las concentraciones de oxígeno disuelto obtenidas a través del modelo MUTC, que son mayores para el escenario T_01 ya que corresponden a caudales menores a los del escenario T_02 y, por tanto, inducen mayores tasas de reaireación de acuerdo con las correlaciones empíricas empleadas para representar dicho proceso.



(a) Fluctuación de oxígeno disuelto



(a) Fluctuación de demanda bioquímica de oxígeno

Figura 5.22. Influencia de la variabilidad de caudales sobre las concentraciones de OD y DBO estimadas mediante el MUTC

La fluctuación de los caudales, en cambio, no genera variaciones en las concentraciones de oxígeno disuelto que superen los 0.1 a 0.15 mg/l luego de que se ha alcanzado el estado estable posterior al “calentamiento” del modelo, el cual se encuentra entre 72 y 120 horas, tal como se observó también en los análisis de sensibilidad del modelo a las condiciones iniciales (numeral 5.2.9).

Por su parte, para la DBO, ni la magnitud ni la fluctuación de caudales genera sensibilidad en las concentraciones estimadas, lo cual denota la gran capacidad asimilativa que tiene el río Sinú tal como diversas campañas de medición lo sugieren al reportar concentraciones por debajo de los límites de detección de las técnicas de laboratorio empleadas. Para todos los casos, un período de calentamiento máximo de tres días fue necesario para alcanzar la estabilidad en la solución de la ecuación ADR tal como se puede observar en la Figura 5.22.

6. LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES

A lo largo de este trabajo se han señalado diversas limitaciones inherentes a las metodologías implementadas en el desarrollo del modelo MUTC, limitaciones que incluyen aspectos relacionados con los procesos físicos considerados en el transporte de OD y DBO en una corriente y su conceptualización en el modelo de acuerdo con la escala de trabajo, los esquemas numéricos utilizados y la información disponible para el caso de aplicación en la cuenca del río Sinú. En este capítulo se retoman dichas limitaciones como una vía para definir el trabajo futuro que puede hacerse sobre el modelo, para generar un aprovechamiento más amplio del mismo teniendo en cuenta la diversidad de configuraciones de los sistemas hídricos del país.

Se presenta inicialmente una discusión sobre las herramientas empleadas en la definición de las variables hidráulicas que emplea el modelo MUTC en la simulación del transporte de OD y DBO, y a continuación se retoman las limitaciones correspondientes al modelo de transporte definido por la ecuación ADR y algunas recomendaciones para mejorarlo.

6.1 COMPONENTE HIDRÁULICA

En el numeral 4.1.4 se señaló como una de las principales limitaciones del modelo hidráulico (modelo HEC-RAS utilizado en este trabajo) la subestimación de los tiempos de viaje de la masa de agua a lo largo del río Sinú debida a la incorrecta implementación del modelo en términos del bajo número de secciones transversales utilizado (un total de 24), lo cual no permite considerar zonas de almacenamiento lateral y/o longitudinal que tienen corrientes como ésta. Asimismo, cabe destacar como una limitación adicional en la implementación del modelo, la definición de la rugosidad de fondo en los diferentes tramos en los que se discretizó el río Sinú, parámetro que interfiere notablemente sobre la magnitud de los caudales y niveles simulados por el modelo, y que debe establecerse de manera equivalente en un tramo para considerar tanto pérdidas inducidas por la granulometría de fondo como aquellas inducidas por cambios en la geometría del fondo y ancho del canal de flujo. Sin embargo, los valores de rugosidad del modelo se definieron se acuerdo con el tamaño medio del grano del fondo del canal en las 24 secciones transversales disponibles.

Por otro lado, es importante evaluar si el modelo HEC-RAS es o no aplicable a un determinado caso de estudio teniendo en cuenta la configuración del sistema físico. En CVS-UNALMED (2007) se presentó un análisis de la aplicabilidad del modelo HEC-RAS al caso particular del río Sinú, fundamentado en números adimensionales presentados por el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos (USACE, siglas en inglés).

Tabla 6.1. Criterios para la selección de métodos de tránsito de caudales (tomada de USACE, 1994)

Factors to consider in the selection of a routing technique.	Methods that are appropriate for this specific factor.	Methods that are not appropriate for this factor.
1. No observed hydrograph data available for calibration.	* Full Dynamic Wave * Diffusion Wave * Kinematic Wave * Muskingum-Cunge	* Modified Puls * Muskingum * Working R&D
2. Significant backwater that will influence discharge hydrograph.	* Full Dynamic Wave * Diffusion Wave * Modified Puls * Working R&D	* Kinematic Wave * Muskingum * Muskingum-Cunge
3. Flood wave will go out of bank into the flood plains.	* All hydraulic and hydrologic methods that calculate hydraulic properties of main channel separate from overbanks.	* Muskingum
4. Channel slope > 10 ft/mile $\frac{TS_o u_o}{d_o} \geq 171$ and	* All methods presented	* None
5. Channel slopes from 10 to 2 ft/mile and $\frac{TS_o u_o}{d_o} < 171$	* Full Dynamic Wave * Diffusion Wave * Muskingum-Cunge * Modified Puls * Muskingum * Working R&D	* Kinematic Wave
5. Channel slopes from 10 to 2 ft/mile and $\frac{TS_o u_o}{d_o} < 171$	* Full Dynamic Wave * Diffusion Wave * Muskingum-Cunge * Modified Puls * Muskingum * Working R&D	* Kinematic Wave
6. Channel slope < 2 ft/mile and $TS_o \left(\frac{g}{d_o}\right)^{1/2} \geq 30$	* Full Dynamic Wave * Diffusion Wave * Muskingum-Cunge	* Kinematic Wave * Modified Puls * Muskingum * Working R&D
7. Channel slope < 2 ft/mile and $TS_o \left(\frac{g}{d_o}\right)^{1/2} < 30$	* Full Dynamic Wave	* All others
<p>T = hydrograph duration, in seconds S_o = friction slope or bed slope u_o = reference mean velocity d_o = reference flow depth g = acceleration of gravity</p>		

En la Tabla 6.1 (USACE, 1994) se presentan algunos parámetros que sirven como guía para determinar si un modelo simplificado de tránsito de caudales puede ser empleado en un caso específico, los cuales permiten clasificar el río Sinú dentro de la última categoría y por tanto avalar la aplicación del modelo HEC-RAS que, para flujo no permanente, emplea las ecuaciones completas de Saint Venant.

Tal como se implementó, el modelo MUTC se apoya en simulaciones de tránsito de caudales realizadas con el modelo HEC-RAS, las cuales para el caso del río Sinú son satisfactorias de acuerdo con las consideraciones presentadas en el numeral 4.1. Sin embargo, nuevos casos de aplicación pueden poseer características que hagan inapropiado al modelo teniendo en cuenta factores como los presentados en la Tabla 6.1, de ahí que se recomiende la exploración de otras alternativas que permitan evaluar la componente hidráulica de la ecuación ADR, y que exploten aún más la potencialidad de la plataforma HidroSIG. Trabajos como el de Quintero (2004) y más recientemente Restrepo (2007), implementados también en HidroSIG, definen una alternativa que debe considerarse en posteriores versiones del modelo MUTC, ya que dichos trabajos permiten realizar modelamiento hidrológico distribuido que en alguna medida incluyen no linealidades en el desarrollo de escorrentía superficial y permiten evaluar escalas espaciales en toda la extensión de un modelo de elevación digital -MED- y su red de drenaje asociada.

6.2 COMPONENTE DE TRANSPORTE

6.2.1 Procesos de transformación de oxígeno disuelto

Los procesos de transformación de OD considerados en el modelo MUTC son bastante simples respecto a los considerados por modelos como el QUAL2K en los que el ciclo del oxígeno, nitrógeno y carbono, se encuentran en un estado muy avanzado de implementación. Sin embargo, cabe resaltar que pese a lo anterior, el modelo MUTC se ajustó a las condiciones del río Sinú en términos de su caracterización hidráulica, para estimar perfiles de OD y DBO muy ajustados a los que se obtienen mediante el modelo QUAL2K.

El limitado número de procesos considerados en el modelo MUTC, no permite, por ejemplo, considerar las fuentes y abstracciones de oxígeno que claramente hacen parte de la dinámica de oxígeno del caño Aguas Prietas, en el que el régimen hidráulico que posee favorece el crecimiento

de plantas acuáticas como “Oreja de Mulo” (*Eichhornia crassipes*) y “Buchón de Agua” (*Ipomoea aquatica*), tal como se muestra en la Figura 6.1 para algunos sectores del caño.

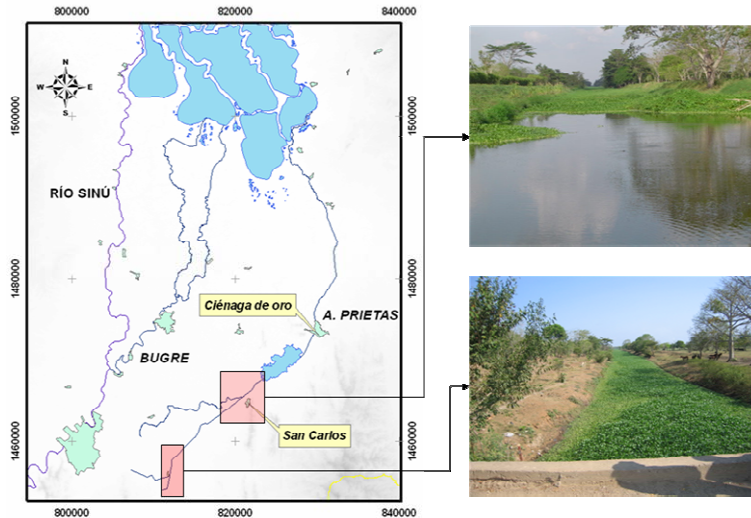
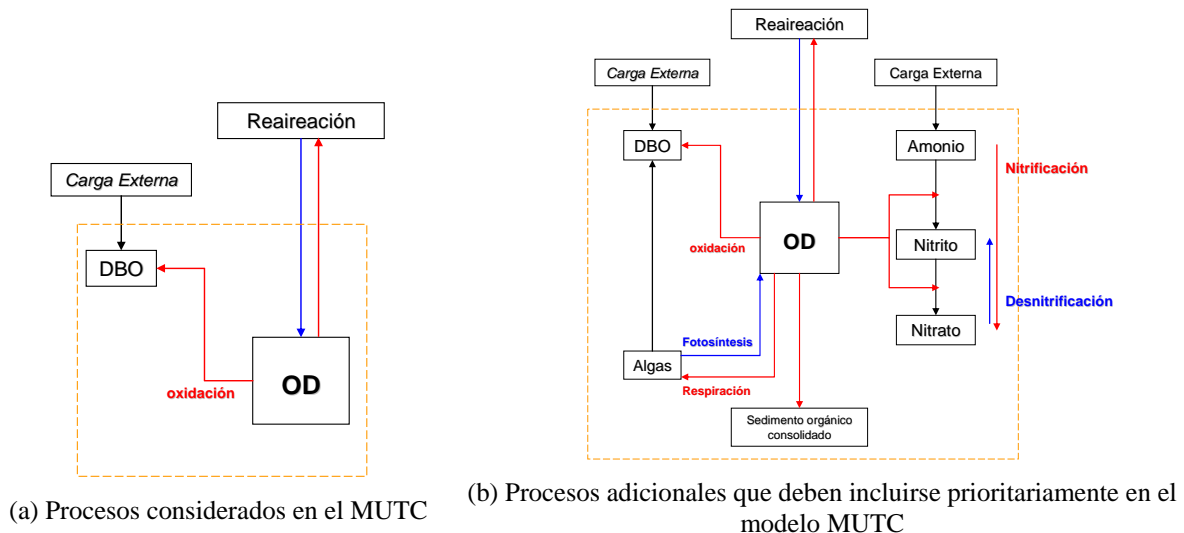


Figura 6.1. Desarrollo de macrófitas en algunos tramos del caño Aguas Prietas



(a) Procesos considerados en el MUTC

(b) Procesos adicionales que deben incluirse prioritariamente en el modelo MUTC

Figura 6.2. Generalización de los procesos que definen el ciclo de oxígeno en una masa de agua

Procesos como fotosíntesis, respiración de algas, mortandad de algas, nitrificación, entre otros, son algunos de los procesos que deben incluirse en posteriores trabajos, de tal forma que problemas de contaminación de origen no puntual, que generalmente inducen cargas de nutrientes provenientes de suelos sometidos a usos agrícolas, sean contemplados en el modelo, así como aquellos

relacionados con el desarrollo de plantas acuáticas. En la Figura 6.2 se comparan los procesos incluidos en el modelo MUTC y aquellos que se recomienda considerar en trabajos posteriores.

6.2.2 Cargas externas

Otra de las limitaciones que posee el modelo MUTC, corresponde al tipo de cargas externas consideradas y al tipo de mezcla que sufren una vez que ingresan al cuerpo de agua receptor.

Como se describió en los numerales 3.1.3 y 3.2.1, se asume que una carga puntual se mezcla completamente en la columna de agua y transversalmente una vez descargada, lo cual es útil si se está interesado en la mezcla del contaminante lejos de la fuente (Cunge et al., 1980). Sin embargo, en problemas de aprovechamiento de fuentes de agua superficial, la subestimación de las concentraciones de un contaminante determinado se puede traducir en problemas de salubridad para los usuarios directos del agua, tal como se esquematiza en la Figura 6.3, donde un usuario de una corriente capta determinado caudal aguas abajo de un vertimiento de aguas residuales que no ha alcanzado a mezclarse totalmente en la corriente y que genera concentraciones que superan la normativa ambiental de DBO en ese punto, lo cual no ocurriría bajo la suposición de mezcla instantánea del modelo MUTC en el sitio de vertimiento.

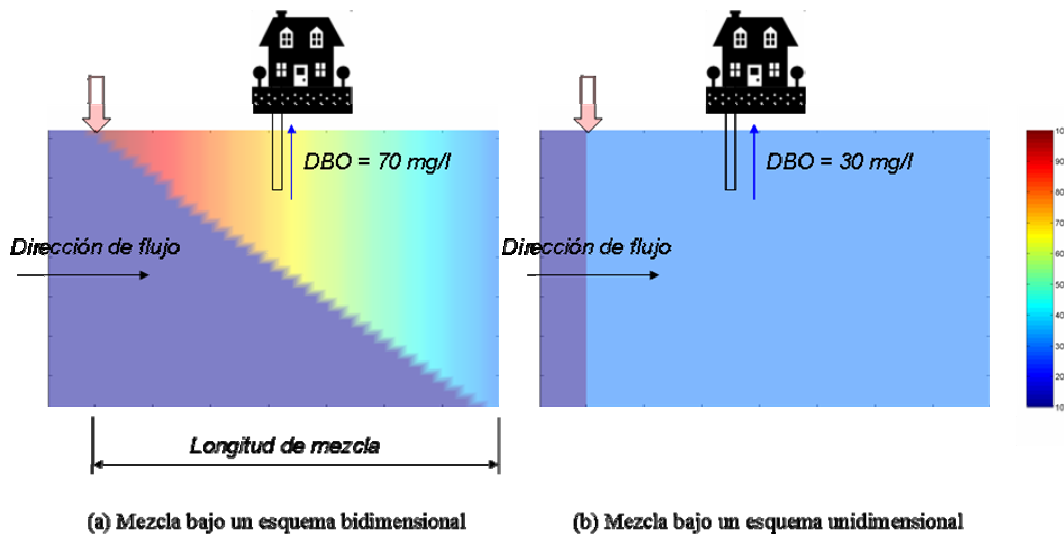


Figura 6.3. Limitaciones del modelo MUTC inherentes a las condiciones de mezcla de un vertimiento externo

De acuerdo con lo anterior, el esquema unidimensional del modelo MUTC no tiene validez en la zona definida por la longitud de mezcla del vertimiento y debe usarse allí en esquema bidimensional que permita evaluar campos de concentración como el esquematizado en la Figura 6.3, lo cual implica resolver la ecuación ADR para dos dimensiones o emplear esquemas cuasi bidimensionales. Uno de dichos esquemas es el desarrollado por Fisher en el que la corriente principal se discretiza topológicamente en una serie de tubos adyacentes -“*Stream tube model*”- (1966, citado por Cunge et al., 1980; James, 1993), cada uno de los cuales posee componentes de transporte en la dirección preferencial de flujo y lateralmente. En la Figura 6.4 se presenta un esquema de la discretización topológica del modelo “*stream tube*” aplicable en la zona de transición entre la carga y la longitud de mezcla.

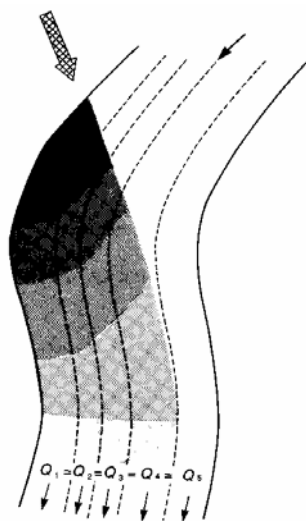


Figura 6.4. Esquema del modelo *Stream Tube* (Tomada de James, 1993)

Por otro lado, solo cargas puntuales fueron consideradas en el modelo ya que los orígenes de materia orgánica se asocian generalmente a descargas industriales y residenciales configuradas de tal forma. Sin embargo, una vez acatadas las recomendaciones orientadas a la inclusión de procesos de nitrificación en el modelo, así como el transporte de sedimentos, orígenes no puntuales de contaminación cobran relevancia y deben tanto identificarse como cuantificarse. Por dicha razón se ha dado la orientación distribuida al modelo MUTC en la plataforma HidroSIG, ya que, como se mencionó en el numeral 2.3, los modelos de calidad de agua implementados en sistemas de información geográficos han surgido principalmente para atender dicha problemática. Sivertun et al. (1998, citado por Sivertun et. al, 2003) usó una modificación del modelo USLE -Universal Soil Loss Equation- (Correa, 2005) combinando cuatro factores para definir áreas críticas de

contaminación no puntual de acuerdo con la ecuación (5.1), apoyado en formatos “*raster*” y en álgebra de mapas que facilitan la representación espacial de dichos factores y el resultante mapa de riesgo.

$$(5.1) \quad P = K \times S \times W \times U$$

donde:

P: Mapa de riesgo por contaminación no puntual

K: Mapa de factores por tipo de suelo

S: Mapa de factores por pendientes

W: Mapa de factores por retiros

U: Mapa de factores por usos del suelo

Herramientas como la brevemente descrita permiten avanzar inicialmente en la identificación de las regiones que aportan, superficial y sub-superficialmente, contaminantes como nutrientes y sólidos a una corriente. Hacia dicha dirección se recomienda también mejorar el modelo MUTC.

La transitoriedad de las cargas externas también es una de las limitaciones de este trabajo, ya que pese a que se consideró flujo no permanente en el modelo hidráulico, la acción de las cargas externas definidas en el dominio se es permanente durante todo el período de simulación. De esta manera, la simulación de incidentes de contaminación producto de derrames súbitos de sustancias, vertimientos intermitentes, entre otros, no puede llevarse a cabo mediante el MUTC en su estado actual de desarrollo.

7. CONCLUSIONES

El tratamiento numérico de cargas puntuales, los procesos de transformación de oxígeno disuelto y la consideración de las características hidráulicas de una corriente mediante el modelo HEC-RAS, superan las limitaciones de la primera versión del modelo realizadas por Restrepo y Jiménez (2004).

La simulación de la dinámica de OD considerada en el modelo MUTC es bastante simple respecto a la que posee el modelo QUAL2KW (empleado como vía de validación junto con algunos casos teóricos). Sin embargo, los resultados obtenidos por ambos modelos son comparables para las variables OD y DBO_{Ultima} .

El propósito de comparar MUTC con QUAL2K fue el de tener una referencia para el modelo MUTC. Este último es un modelo en desarrollo que se está implementando y es incompleto. Desde el punto de vista hidráulico, las diferencias entre el MUTC y el QUAL2k se deben, en primera instancia, a la forma en que fueron implementados los modelos. El rezago aparente entre los perfiles de las variables hidráulicas de ambos modelos se debe a las diferencias en las técnicas a partir de las cuales se extrajo la abscisa de las diferentes secciones empleadas en cada modelo. Por su parte, la magnitud correspondiente a cada variable hidráulica difiere debido al método empleado, el cual, en el caso del MUTC, corresponde a la solución de onda dinámica y en el caso del QUAL2K a la utilización de curvas de potencia ajustadas para escenarios discretos de caudal en cada una de las secciones, lo cual introduce, indudablemente, diferencias entre ambos modelos de estimación. En cuanto a la dispersión longitudinal, la ecuación de transporte ADR considera, además del flujo de oxígeno definido por el modelo Streeter – Phelps, la componente dispersiva de transporte. Se mostró que para estado permanente de flujo, el coeficiente de dispersión no es determinante en los perfiles de OD y DBO que se obtienen. En cuanto al caso transitorio, inducido solamente por las fluctuaciones de caudal, sí se considero la dispersión longitudinal, pero ésta inferida a partir de expresiones empíricas como las de Kashefipour et al. (2001).

La tasa de oxidación de materia orgánica empleada en el modelo MUTC se asume constante. A partir de registros de DBO_5 y DBO_{20} se estimó un valor medio de 0.053 d^{-1} para el río Sinú, valor que se encuentra dentro de los rangos típicos reportados por la literatura. Los ajustes realizados en las distintas estaciones de medición disponibles sugieren variaciones de dicho parámetro entre valores de 0.01 d^{-1} en la estación Nueva Colombia hasta valores de 0.072 d^{-1} en las estaciones Mocarí y San Pelayo correspondientes a los sectores que mayor aporte de aguas residuales tienen a lo largo del río.

El modelo MUTC permite vincular al proceso de simulación del transporte de OD y DBO las características hidráulicas del río Sinú y los caños Aguas Prietas y Bugre, estimadas a partir del modelo HEC-RAS que permite considerar efectos de remanso generados por las ciénagas de la región de estudio, ya que en dicho software la aproximación de onda dinámica es implementada.

No se encontró influencia significativa de la variación de caudales turbinados por la central Urrá I sobre los perfiles de DBO en el río Sinú, para los escenarios de flujo no permanente estudiados. Sin embargo, el OD sí reflejó algunas variaciones para los mismos casos pero debidos netamente a la magnitud de los caudales transitados que influyen directamente en las profundidades de flujo, las cuales, a su vez, determinan las tasas de reaireación de acuerdo con las propuestas empíricas empleadas en el modelo. Lo anterior resalta la alta capacidad de asimilación que el río Sinú posee, lo cual concuerda con numerosas lecturas de campo que muestran concentraciones de DBO por debajo de los límites de detección de los métodos de medición empleados.

Factores como la operación del embalse Urrá I limitan la aplicación de las herramientas inicialmente concebidas en HidroSIG, por lo tanto, los nuevos procedimientos generados como producto de éste trabajo, le permiten al usuario interactuar con la información generada con el modelo hidráulico HEC-RAS 3.1.1, donde puede estimarse la respuesta hidráulica del sistema ante diversos escenarios de operación del embalse Urrá y condiciones hidrológicas en la cuenca.

La plataforma SIG empleada sólo permite representar y analizar la red de drenaje como un elemento unidimensional y no permite el análisis de cuerpos lénticos como el Complejo Lagunar del bajo Sinú. Por esta razón se implementaron módulos adicionales que permiten vincular al software la información generada por el modelo hidráulico HEC-RAS en donde los efectos de las ciénagas sobre el régimen hidráulico del río Sinú son tenidos en cuenta.

Se resaltan las bondades que ofrece la plataforma SIG implementada, ya que permite llevar a cabo tres grandes procesos: almacenamiento y despliegue de información, modelamiento (estimación de caudales y tránsito de OD y DBO) e interacción con otras plataformas como ArcGIS.

De acuerdo con el esquema unidimensional del modelo MUTC, se resalta la incapacidad de éste para estimar concentraciones en la zona de mezcla inmediatamente aguas abajo de un vertimiento, es decir, en la zona definida por la longitud de mezcla. Dicho aspecto adquiere su mayor relevancia si se está interesado en las afectaciones que un vertimiento puede tener sobre una persona, empresa, distrito de riego, etc., que toma agua de la fuente receptora aguas abajo del sitio de descarga y sobre la misma margen. Sin embargo, para evaluar tendencias o definir criterios de calidad de agua como los estipulados en el Decreto 1729 de 2002, modelos unidimensionales como el implementado en este trabajo son adecuados.

La aplicabilidad del modelo MUTC se encuentra limitada a aquellos casos en los que la aplicación del modelo HEC-RAS es válida en la corriente sobre la cual se está interesado. Por lo tanto, un proceso de análisis previo debe realizarse para definir si las bases teóricas en las fundamenta dicho modelo permite representar adecuadamente la dinámica de flujo del cuerpo de agua. Además, de ser aplicable el modelo, debe recopilarse la información necesaria para definir topológicamente e hidráulicamente lo suficientemente bien, de acuerdo con los intereses que se persigan.

Las condiciones para las cuales fue desarrollado el modelo corresponde a ríos de planicie donde las hipótesis del modelo HEC-RAS y las propuestas empíricas para la estimación de tasas de reaireación son válidas.

8. REFERENCIAS

Aguas y Aguas de Pereira, E.S.P – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. 2004. *Oferta y demanda hídrica en la subregión No. 1 del departamento de Risaralda con los municipios de Cartago y la Virginia*. Informe Final.

Barrera, S. Díaz-Granados, M. Ramos, J.P. Camacho, L.A. Rosales, R. Escalante, N. Torres, M. 2002. *Modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana*. XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica. La Habana. Cuba.

Brunner, G., 2002a. *HEC-RAS River Analysis System – Hydraulic Reference Manual Version 3.1, January 2001*. U.S. Army Corps of Engineers – Institute for Water Resources - Hydrologic Engineering Center. November 2002.

Brunner, G., 2002b. *HEC-RAS River Analysis System – User’s Manual Version 3.1, January 2001*. U.S. Army Corps of Engineers – Institute for Water Resources - Hydrologic Engineering Center. November 2002.

Camacho, L.A., DíazGranados, 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. Colombia.

Camacho, L.A., Lees, M.J. 2000. *Modelación del transporte de solutos en ríos bajo condiciones de flujo no permanente: un modelo conceptual integrado*. XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Córdoba. Colombia.

Camacho, L.A., DíazGranados, M. Lombana, C. 2003. *Diseño y desarrollo de un marco jerárquico de modelación del flujo, transporte de solutos y calidad de agua para el manejo integral*

del río Magdalena. Seminario Internacional “La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos”. Cartagena. Colombia.

Campolo, M. Andreussia, P. Soldatia, A. 2001. *Water quality control in the river Arno*. Water Research Vol. 36, 2673–2680.

Chapman, D. 1992. *Water Quality Assessments*. University Press. Primera Edición. Londres. p. 585.

Chapra, S. C. 1997. *Surface water quality modeling*. McGraw-Hill. New York. P. 844.

Chávez, B. y Jaramillo, A, 1998. Regionalización de la Temperatura del Aire en Colombia. CENICAFE.

Chow, V. 1994a. *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw Hill. Bogotá. p 667.

Chow, V. 1994b. *Hidrología Aplicada*. McGraw Hill. Bogotá. p 584.

Corporación Autónoma Regional del los valles del Sinú y San Jorge -CVS-, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín – UNALMED -. 2005. *Diagnóstico de la dinámica hídrica, tenencia y ocupación del complejo lagunar del bajo Sinú. Informe Final*. Medellín.

Corporación Autónoma Regional del los valles del Sinú y San Jorge -CVS-, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín – UNALMED -. 2007. *Simulación de la calidad del agua y reglamentación del río Sinú, departamento de Córdoba. Informe Final*. Medellín.

Correa, P.L. 2005. *Metodología de balance hídrico y de sedimentos como herramienta de apoyo para la gestión integral del complejo lagunar del bajo Sinú*. Tesis de Maestría. Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia. Medellín.

Cunge, J.A. ; Holly, F.M.; Jr.; Verwey, A. 1980. *Practical aspects of computational river Hydraulics*. Iowa Institute of Hydraulic Research. pp. 420.

CVS - FONADE, 2004. *Diagnóstico ambiental de la cuenca hidrográfica del río Sinú.*

Danish Hydraulic Institute – DHI. Dirección en Internet visitada en junio de 2007
<http://www.dhigroup.com/Software/WaterResources/MIKE11.aspx>.

Duque, O. Ruiz, J. 2003. *Obtención de algunos parámetros hidráulicos usando rodamina WT, para la modelación de calidad de agua en ríos aplicando Qual2E.* Trabajo dirigido de grado. Universidad Nacional de Colombia. Postgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos.

Empresas Públicas de Medellín, EEPPM. 1972. *Estado de la contaminación del río Medellín.*

Holguín, J. Camacho, L. 2003. *Determinación de la tasa de reaireación en un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores.* Seminario Internacional “La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos”. Cartagena. Colombia.

James, A. 1993. *An Introduction to water quality modelling.* Segunda edición. John Wiley & Sons Ltd. Inglaterra.

Kashefipour S. M. Falconer R. A. 2002. *Longitudinal dispersion coefficients in natural channels.* Water Research 36 Pp1596–1608.

Lees, M.J. Camacho, L.A. Chapra, S. 1999. *On the relationship of transient storage and aggregated dead zone of longitudinal solute transport in streams.* Water Resources Research, Vol. 36, 213 – 224.

León, L. F. Soulis, E. D. Kouwen, N. Farquhar, G. J. 2001. *Nonpoint Source Pollution: A Distributed Water Quality Modeling Approach.* Water Research; Vol. 35 – No.4; pp. 997 – 1007.

Loucks, D. Van Beek, E. 2005. *Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications.* United National Educational, Scientific and Cultural Organization. Italy.

Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial - MINIAMBIENTE -. 2003. *Decreto 3100 de 2003 (Julio de 2004)*. Por medio del cual se reglamentan la tasas retributivas por la utilización directa del agua como receptor de los vertimientos puntuales y se toman otras determinaciones.

Montoya, J.D. 2005. *Tránsito de caudales en canales de alta pendiente*. Tesis de Maestría. Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia. Medellín.

Palacio, C.A. 2002. *Metodología para la validación de modelos hidrodinámicos utilizando amplia información de campo: aplicación a la bahía Meldorf en la costa del Mar del Norte alemán*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Facultad de Minas. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Postgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos.

Park, S.S. Lee, Y.S. 2002. *A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea*. Ecological Modelling, Vol. 152, 65–75.

Pelletier, G. Chapra, S. Tao, H. 2005. *QUAL2Kw - A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration*. Environmental Modelling & Software. Environmental Monitoring and Assessment; Vol. 125; 201-217.

Petersen, M. 1986. River Engineering. Prentice – may. New Jersey. p 580.

QUAL2K - theory and documentation. 2005. *A modeling framework for simulating river and stream water quality*. Environmental Assessment Program. Olympia, Washington.

Quintero, F., 2004. *Evaluación de la Cuenta Física de Agua Usando un Modelo Hidrológico Distribuido*. Trabajo Dirigido de Grado. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Medellín, Colombia.

Restrepo, C. Jiménez, M. 2004. *Implementación de la solución numérica de un modelo unidimensional de transporte de contaminantes en ríos*. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

Restrepo, C. 2007. Modelo hidrológico distribuido orientado a la gestión de la utilización conjunta aguas subterráneas - aguas superficiales. Tesis de Maestría (en proceso de evaluación). Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia. Medellín.

Rojas, M. Rincón, A. Céspedes, D. 2004. *Modelación Hidráulica en la Cuenca del Río Sinú en Colombia*. Corporación Autónoma Regional de los Valles del San Jorge y Sinú (CVS).

Sawyer, C., McCarty, P., Parkin, G. 2001. Química para ingeniería ambiental. McGraw Hill. Cuarta edición. Versión traducida al español de la cuarta edición en inglés. Bogotá. p 716.

Seo, I.W. Maxwell, W.H.C. 1991. *Pollutant transport in open channels with storage zones*. Environmental Hydraulics, Vol. 1, 479 – 484. Proceedings of the international symposium on environmental hydraulics. Hong Kong.

Shanahan, P. Henze, M. Koncsos, L. Rauch, W. Reichert, P. Somlyódy, L. Vanrolleghem, P. 1998. *River water quality modeling: II. Problems of the art*. IAWQ Biennial International Conference.

Sivertun, A. Prange L. 2003. *Non-point source critical area analysis in the Gisselö watershed using GIS*. Environmental Modelling & Software; Vol 18; pp. 887–898.

Thomann, R., Mueller, J. 1987. *Principles of surface water quality modeling and control*. HarperCollinsPublishers Inc. New York. USA. 644 p.

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín – UNALMED. 2003. Manual de usuario de HidroSIG - Versión 3.0 Beta. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Medellín. 109p.

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín (UNAL), Universidad de Antioquia (UdeA), Universidad Pontificia Bolivariana (UPB), Universidad de Medellín (UdeM) y Área Metropolitana

del Valle de Aburrá, 2005. Diseño y Puesta en Marcha de la Red de Monitoreo Ambiental en la Cuenca Hidrográfica del Río Medellín en Jurisdicción del Área Metropolitana. Medellín.

US Army Corps of Engineers, USACE. 1994. Flood-runoff analysis. Engineer manual. Department of the army. CECW-EH Washington, dc.

Vélez, C. Galvis, A. Duque, A. Restrepo, G. 2003. *La Modelación matemática en el estudio de calidad del agua del río Cauca. Antecedentes y perspectivas*. Seminario Internacional “La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos”. Cartagena. Colombia.

Vélez, J. Poveda, G. Mesa, O. 2000. *Balances Hidrológicos de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Colciencias, Unidad de Planeación Minero-energética, UPME, Medellín.

Vélez, J.I. 2001. *Desarrollo de un modelo hidrológico conceptual y distribuido orientado a la simulación de crecidas*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. España.

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

Wood, W. L. 1993. “Introduction to numerical methods for water resources”. Clarendon Press Oxford. p. 255.

Leibundgut, Ch., Speidel, U., Wiesner, H. 1992. *Investigation of flow and transport parameters in rivers*. En Tracer Hydrology. Hötzl & Werner Editors . p. 379.

Anexo 1. MUTC-MANUAL DE USUARIO

En este anexo se describe en detalle el funcionamiento del módulo MUTC consolidado en la plataforma HidroSIG, como una alternativa en la simulación del transporte de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno a lo largo del río Sinú y los caños Aguas Prietas y Bugre. Cabe anotar que se parte de la premisa del entendimiento, por parte del usuario, de las herramientas básicas de la plataforma HidroSIG descritas en el correspondiente *Manual de Usuario* (UNALMED, 2003).

A1.1 SELECCIÓN DEL MODELO DE ELEVACIÓN DIGITAL DE LA REGIÓN DE ESTUDIO

El punto de partida para la aplicación del modelo MUTC, corresponde al Modelo de Elevación Digital (MED) de la región de estudio y su correspondiente red de drenaje, ambos almacenados en la base de datos de HidroSIG o manipulables también si se tienen almacenados en disco. La relevancia de dichos mapas viene dada en términos del abscisado de las corrientes, la localización de vertimientos, la visualización de algunos resultados y la estimación de variables necesarias para la estimación de perfiles de temperatura y oxígeno de saturación (ver Capítulo 4).

Para acceder al MED de la región de estudio basta con ir al menú Archivo de HidroSIG y seleccionar la opción *Abrir HSJ desde BD → Mapa*. Hecho esto se despliega el listado de información almacenada en la base de datos (BD) del proyecto, dentro de la cual se encuentra el MED. En la Figura A1.1 se esquematiza el proceso antes descrito.

Una vez abierto el MED desde la BD del proyecto, pueden elegirse una serie de mapas entre los cuales se encuentra *Red de Drenaje*. Aunque el MUTC opera para cualquiera de los mapas disponibles en la lista mostrada en la Figura A1.1, sólo el mapa *Red de Drenaje* permite definir nuevos vertimientos a lo largo de las corrientes como se describirá más adelante.

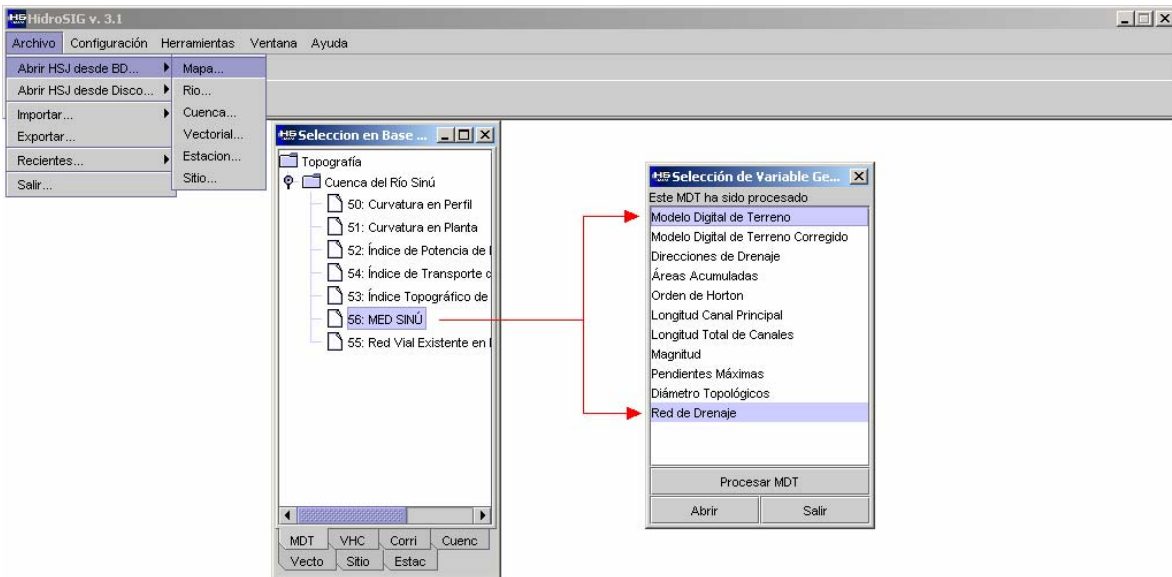


Figura A1.1. Modelo de Elevación Digital – MED - de la región de estudio

El proceso de selección del MED finaliza haciendo doble clic en la opción *Red de Drenaje*. En la Figura A1.2 se muestra el mapa desplegado.

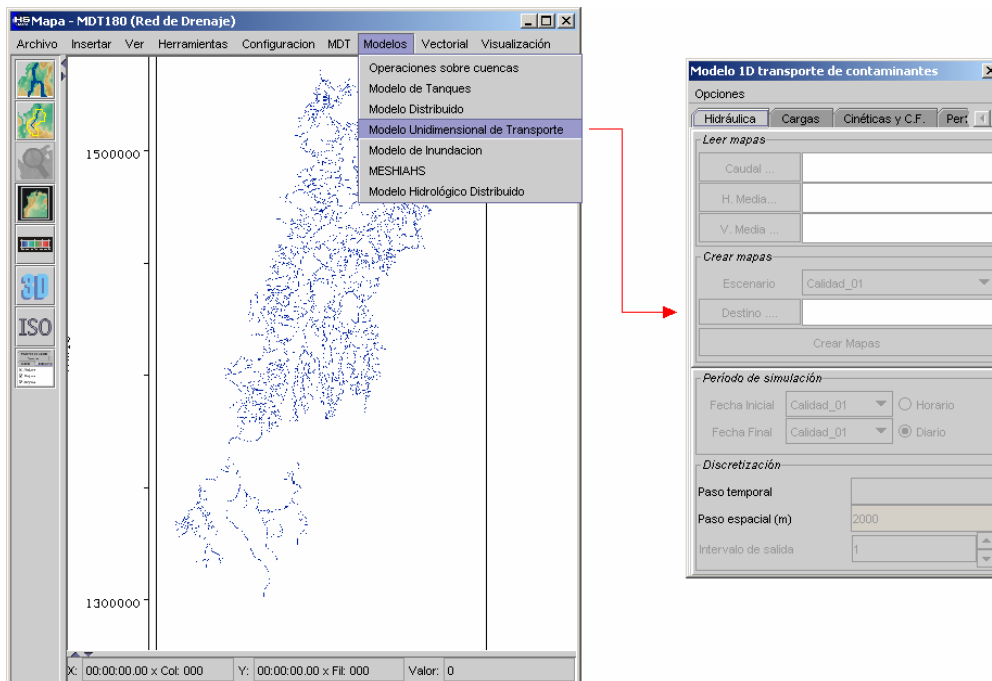


Figura A1.2. Despliegue de mapa Red de Drenaje y módulo MUTC

A1.1.1 Componentes del módulo MUTC

En la Figura A1.2 se mostró la forma de acceder al módulo MUTC una vez desplegado el mapa *Red de Drenaje*. Para ello basta con ir a la opción *Modelos* → *Modelo Unidimensional de Transporte*. En la Figura A1.3 se muestra el módulo correspondiente al modelo MUTC, el cual viene conformado por 5 componentes, 3 de las cuales corresponden a entrada y/o generación de datos y 2 a visualización de resultados.

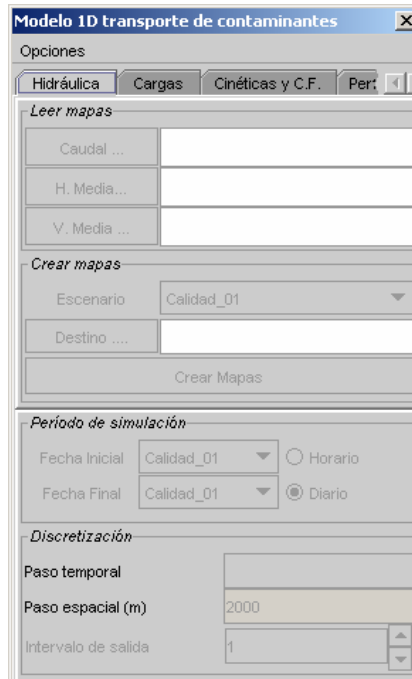


Figura A1.3.Módulo MUTC

En términos generales, las cinco componentes de módulo MUTC son:

- *Hidráulica*: Permite definir las condiciones hidráulicas en el río Sinú, el caño Bugre y el caño Aguas Prietas, correspondientes a un escenario hidrológico o de operación de Urrá. Dichas condiciones definen el transporte advectivo y la reaireación en las corrientes simuladas.
- *Cargas*: Permite definir los vertimientos puntuales a lo largo de las corrientes modeladas. Es esta componente la que requiere la utilización del mapa *Red de Drenaje* si se quieren definir nuevos vertimientos localizándolos directamente en la región.
- *Cinéticas y C.F.*: Allí se definen la tasa de descomposición biológica de materia orgánica y las condiciones de frontera del modelo.

- *Perfiles*: Corresponde a la primera componente de visualización de resultados y ejecución de los algoritmos de simulación del transporte de OD y DBO en los sistemas contemplados (Sinú, Sistema Sinú – Bugre y Aguas Prietas).
- *Red Monitoreo*: Una vez estimados los perfiles de OD y DBO, pueden visualizarse los resultados en las redes de monitoreo definidas sobre los cuerpos de agua y exportar los resultados a la plataforma ArcGIS.

Son esas las cinco componentes del módulo MUTC, sin embargo, sólo son operables una vez configuradas las opciones complementarias que se encuentran en la barra *Opciones* del módulo (ver Figura A1.4).

Para comenzar a utilizar el módulo se debe seleccionar el ítem Carpeta MUTC, que define el directorio de trabajo ubicado previamente en disco tal como se ilustra en la Figura A1.4. La carpeta MUTC (o como desee nombrarse) puede localizarse en cualquier unidad de disco teniendo especial cuidado en **NO MODIFICAR** el nombre de ninguna de sus sub_carpetas.

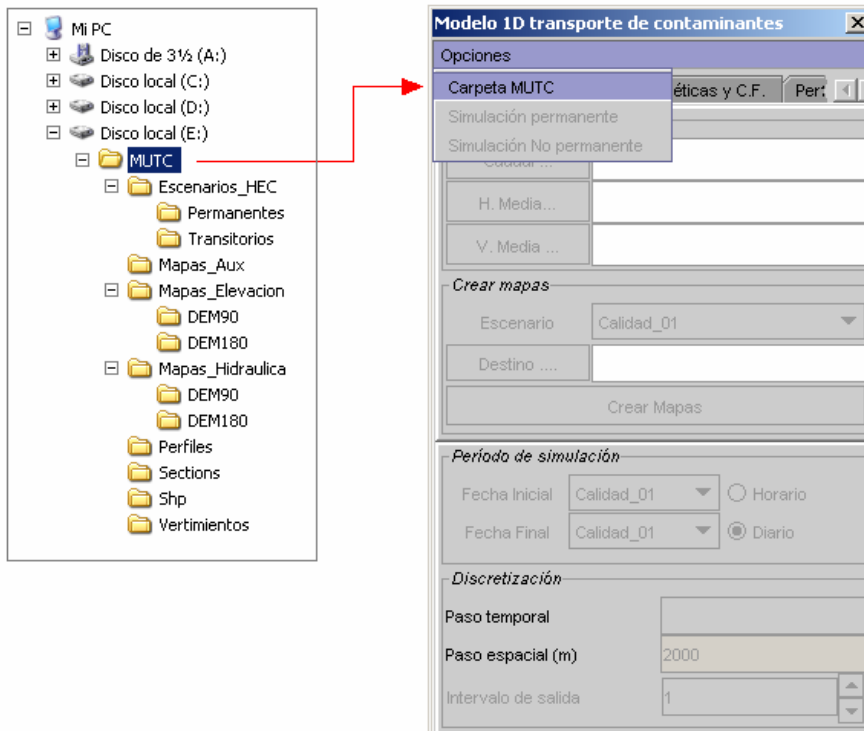


Figura A1.4. Definición de directorio de trabajo

Si el nombre de las sub_carpetas es modificado o no es seleccionada la carpeta MUTC adecuadamente, el error mostrado en la Figura A1.5 es desplegado, lo cual indica que deben revisarse los posibles detonantes del error, de acuerdo con la recomendaciones ya mencionadas.

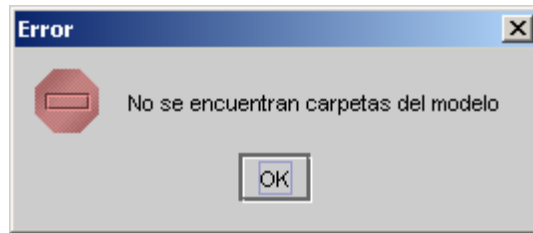


Figura A1.5. Error emergente cuando no es definido adecuadamente el directorio de trabajo.

Por otro lado, si la operación es exitosa el modelo activa los dos restantes ítems del menú *Opciones*, permitiendo al usuario la definición de un escenario de simulación bajo estado de flujo permanente o no permanente (ver Figura A1.6).

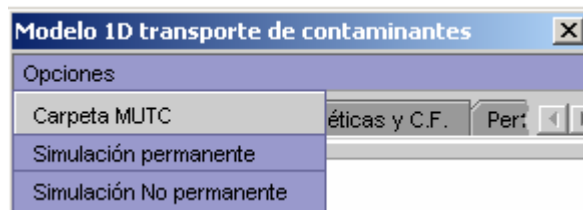


Figura A1.6. Definición de régimen de flujo

A1.1.2 Componente Hidráulica

Como se mencionó en el numeral A1.1.1, esta componente permite definir las condiciones hidráulicas del modelo MUTC, lo cual se hace de manera diferente según se haya definido régimen permanente o no permanente.

Para régimen permanente de flujo las condiciones hidráulicas del modelo se definen a partir de mapas de caudal, velocidad y profundidad correspondientes a los escenarios de simulación incorporados a la BD de HydroSIG, desde HEC-RAS. Para ello se sigue el siguiente procedimiento suponiendo que se desean obtener los perfiles de OD y DBO para el escenario de simulación Calidad_03 (ver Capítulo 5 – Casos de Aplicación):

- Seleccione el escenario *Calidad_03* en la lista de escenarios de simulación cargados desde la BD. Allí se encuentran todos los escenarios cargados desde HEC-RAS, tanto en flujo permanente como no permanente, de modo que es el usuario quien debe identificar aquellos que corresponden a flujo permanente.
- A continuación defina el destino (sólo la carpeta) de los mapas que serán creados. El programa automáticamente selecciona como destino la carpeta *Mapas_Hidraulica* contenida en el directorio de trabajo, sin embargo, el usuario puede seleccionar otro destino arbitrariamente.
- Proceda a crear los mapas de caudal, velocidad y profundidad haciendo clic en el botón *Crear Mapas*. Una vez finalizado el proceso, un mensaje de confirmación exitosa es desplegado (ver Figura A1.7) y los mapas son guardados automáticamente en la carpeta establecida como:

caudal_Calidad_03.metaHSJ

Vmedia_Calidad_03.metaHSJ

Hmedia_Calidad_03.metaHSJ

Inmediatamente, el modelo asigna como rutas de búsqueda en el campo *Leer Mapas*, las correspondientes a los mapas recientemente creados. En caso de que los mapas ya existan en disco, basta con buscarlos allí mismo.

En la Figura A1.7 se esquematiza el proceso de creación de mapas de caudal, velocidad y profundidad para estado permanente de flujo.

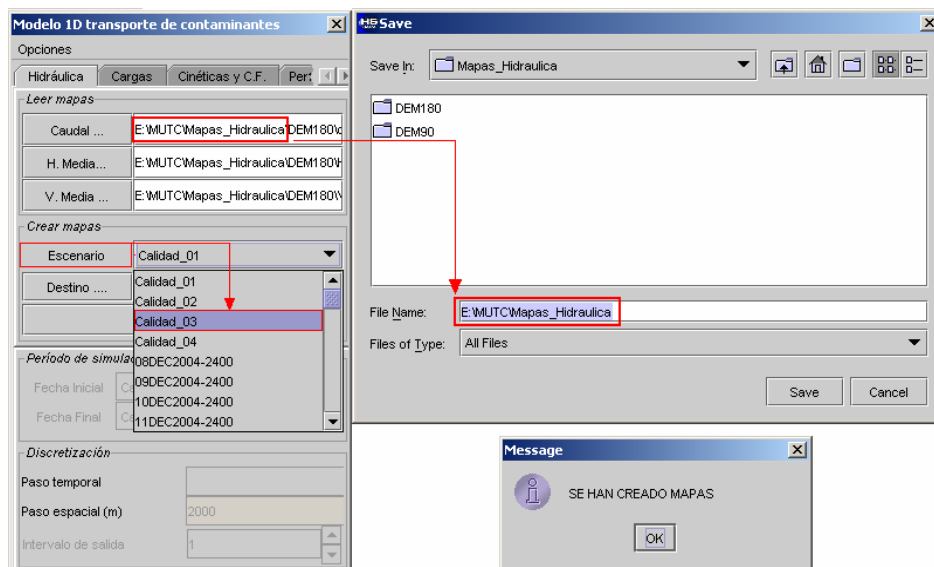


Figura A1.7. Proceso de creación y almacenamiento de mapas de variables hidráulicas para estado permanente de flujo

Para estado no permanente de flujo, no son construidos mapas de las variables hidráulicas para un determinado período de simulación, T, ya que el proceso demandaría largos períodos de tiempo de cálculo. Para este tipo de simulación una matriz de datos interna (no disponible para el usuario) es construida para cada variable hidráulica y para cada cuerpo de agua considerado en la simulación. En la Figura A1.8 se muestra la configuración general de datos para los caudales de un cuerpo de agua en una simulación dada.

Abscisa (m)	Tiempo 1	Tiempo 2	Tiempo 3	.	.	.	Tiempo i	.	.	.	Tiempo T
X ₁	Q(X ₁ ,t ₁)	Q(X ₁ ,t ₂)	Q(X ₁ ,t ₃)	.	.	.	Q(X ₁ ,t _i)	.	.	.	Q(X ₁ ,t _T)
X ₂											
X ₃		Q(X ₃ ,t ₂)					Q(X ₃ ,t _i)				
.											
X _i							Q(X _i ,t _i)				
.											
X _N			Q(X _N ,t ₃)				Q(X _N ,t _i)				Q(X _N ,t _T)

Figura A1.8. Esquema general de matriz de caudales para una simulación en estado no permanente

Para este tipo de escenarios basta entonces con especificar el inicio y el final del período de simulación en los campos *Fecha Inicial* y *Fecha Final*. Ya que el módulo no diferencia entre tipos de simulación en la BD del proyecto, el usuario es quien debe hacerlo. Esto se controla fácilmente ya que las simulaciones en régimen no permanente, provenientes desde HEC-RAS, tienen nombres del tipo 08DEC2004-2400.

Las simulaciones realizadas en el MUTC para régimen no permanente de caudal sólo se encuentran disponibles en resolución diaria, de ahí que sea el tipo predeterminado al igual que el intervalo de salida de los resultados del modelo. En la Figura A1.9 se resaltan los campos habilitados para este tipo de escenario.

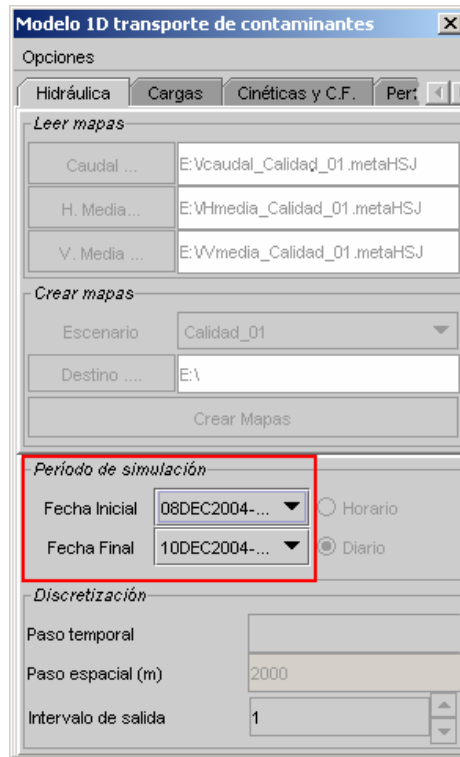


Figura A1.9. Definición de período de simulación para estado no permanente de flujo

A1.1.3 Componente Cargas

En la componente Cargas, inicialmente en blanco (ver Figura A1.10), son definidos, desde archivo o desde el mapa Red de Drenaje, los vertimientos puntuales localizados sobre el río Sinú o los caños Bugre y Aguas Prietas.

Para abrir vertimientos desde disco basta con hacer clic en el botón Abrir, el cual buscará en la sub_carpeta Vertimientos del directorio de trabajo los archivos con extensión .vts existentes. Estos archivos poseen información tabular de los vertimientos definidos en la región y poseen los siguientes campos:

ID_Rio : corresponde al cuerpo receptor del vertimiento. Las opciones disponibles son 1_Sinu, 2_Bugre, 3_Culebra y 4_Prietas.

Col; Fil : corresponden a la Columna ya la Fila, respectivamente, de la celda sobre la cual se encuentra el vertimiento en el formato ráster del MED de la región de estudio. Son campos importantes pero irrelevantes para el usuario.

Nombre : corresponde a la empresa, institución, particular o identificador de quien hace el vertimiento. Este campo NO DEBE tener espacios en blanco.

DBO (Kg/día) : corresponde a la carga de DBO del vertimiento expresada en las unidades especificadas.

SST (Kg/día) : corresponde a la carga de DBO del vertimiento expresada en las unidades especificadas.

Abscisa (Km) : corresponde a la distancia del vertimiento respecto a la cabecera (sección con abscisa 0 Km) del receptor del mismo. La cabecera del río Sinú corresponde a la estación Puente_Pacheco, la del caño Bugre viene dada por Boca La Ceiba, la del caño Culebra ha sido definido en Tres Bocas y la del caño Aguas Prietas en el sector El Cerrito.

E (m); N(m) : corresponden a la coordenada Este y Norte (con origen Bogotá) del sitio de vertimiento y ajustado a la red de drenaje en caso de que no se encuentre sobre ésta por aspectos de precisión de la georeferenciación del sitio.

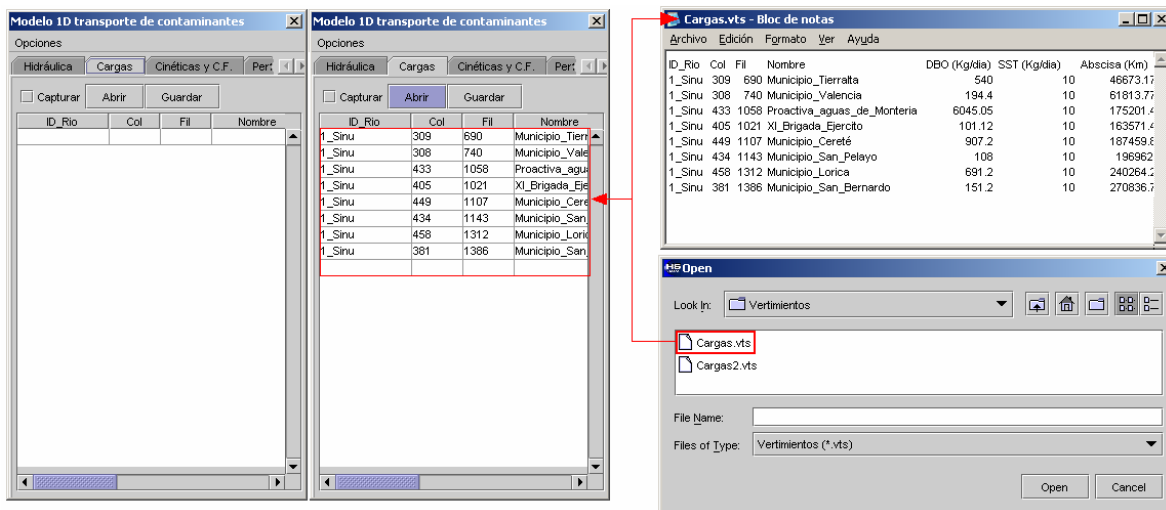


Figura A1.10. Definición de vertimientos desde archivo

Para definir nuevos vertimientos se tienen dos opciones. La primera vía es modificando el archivo .vts localizado en disco antes de cargarlo como ya se ha descrito. La segunda vía es definiendo el nuevo vertimiento directamente desde el mapa Red de Drenaje, activando la opción Capturar y haciendo clic derecho sobre la red de drenaje en el sitio que define el vertimiento (ver Figura 6C.11). Sólo pueden ser definidos vertimientos sobre el río Sinú y los caños Bugre y Aguas Prietas.

Una vez “capturado” el nuevo vertimiento, pueden especificarse sus atributos directamente en la tabla de vertimientos.

Finalmente, actualizada la tabla, esta puede guardarse en disco nuevamente, sea con el nombre original u otro deseado por el usuario. Para ello basta con hacer clic en el botón Guardar.

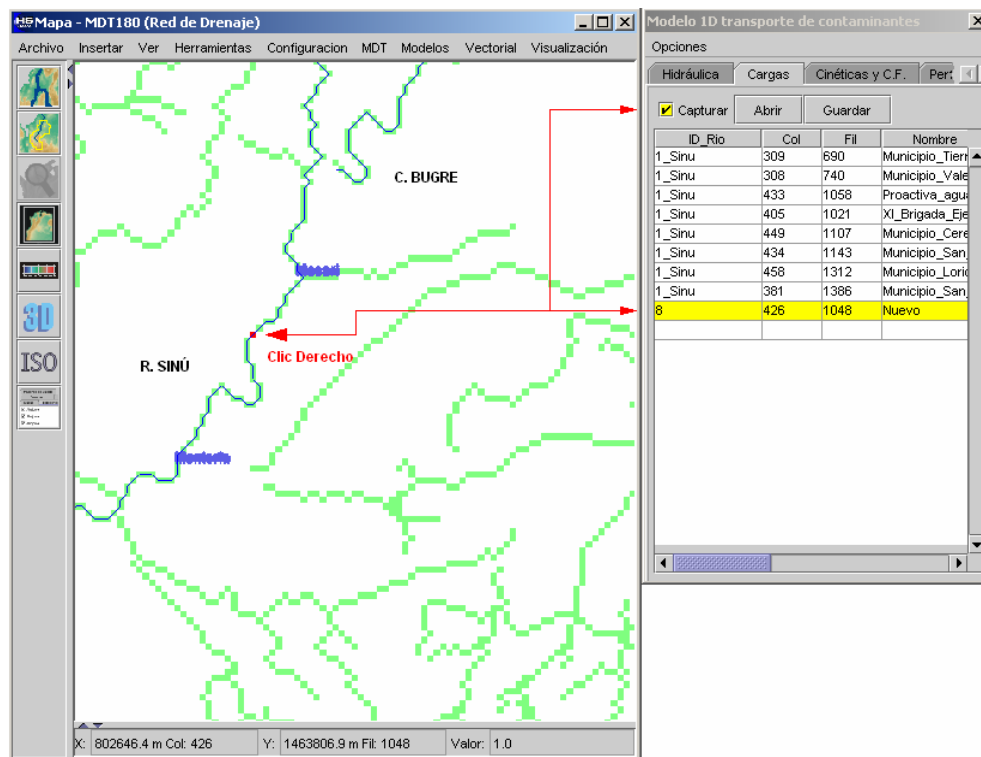


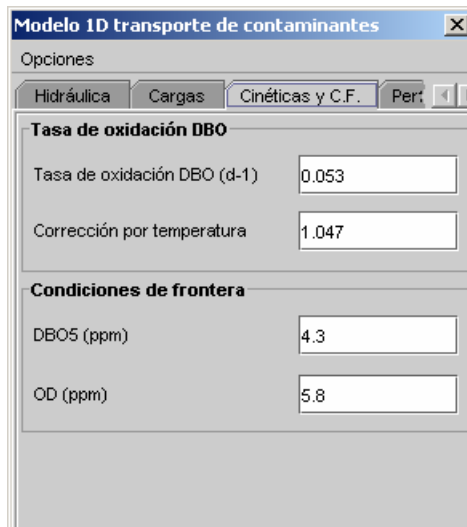
Figura A1.11. Definición de vertimientos desde mapa Red de Drenaje

A1.1.4 Componente Cinéticas y C.F.

En esta ventana se especifica la tasa de oxidación K_d y la constante empleada en la corrección de la primera en función de la temperatura del agua (ver Capítulo 6 – Calidad de Agua). Dichos parámetros se consideran constantes en todo el cuerpo de agua.

Por otro lado, en el campo Condiciones de frontera se especifican los valores de OD y DBO en la cabecera del sistema modelado. En el caso del río Sinú o del sistema Sinú –Bugre la condición de frontera corresponde a la estación Puente Pacheco y en caso del caño Aguas Prietas corresponde al “nacimiento” del caño en el sector El Cerrito, antes de la confluencia del caño Purgatorio.

En la Figura 6C.12 se muestra la componente Cinéticas y C.F.



Tasa de oxidación DBO	
Tasa de oxidación DBO (d-1)	0.053
Corrección por temperatura	1.047

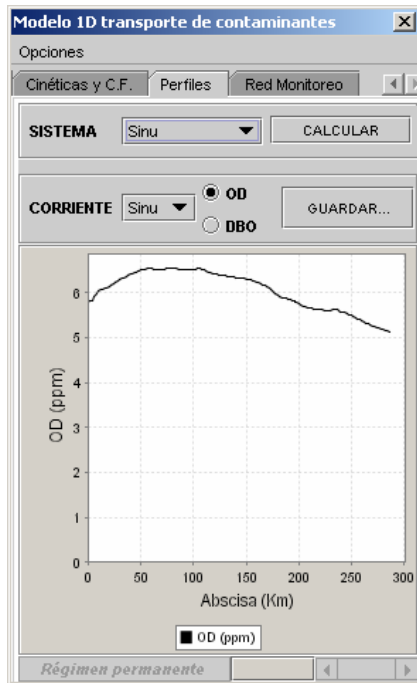
Condiciones de frontera	
DBO5 (ppm)	4.3
OD (ppm)	5.8

Figura A1.12. Componente Cinéticas y C.F. valores predeterminados

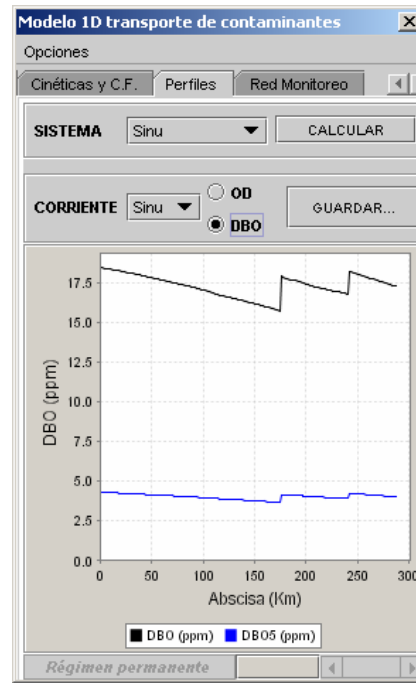
A1.1.5 Componente Perfiles

En esta etapa de la ejecución del módulo MUTC ya han sido definidos los datos necesarios para la aplicación de la ecuación de transporte ADR (Advección – Dispersión – Reacción; ver Capítulo 6 – Calidad de Agua), la cual es solucionada mediante un esquema implícito en diferencias

finitas para régimen de flujo permanente y mediante el método de MacCormack para régimen no permanente.



(a) Perfil de OD



(b) Perfil de DBO y DBO₅

Figura A1.13. Perfiles de DBO y OD para simulación en régimen permanente.

Para obtener los perfiles de OD y DBO basta seguir los siguientes pasos:

- Selecciones el sistema sobre el cual se va a simular en el campo SISTEMA.
- Genere los perfiles de OD y DBO haciendo clic en el botón CALCULAR.
- Una vez finalizados los cálculos es desplegado el perfil de OD en el río Sinú (si es seleccionado el sistema Sinú o Sinú - Bugre) o en el caño Aguas Prietas (si es seleccionado el sistema Prietas). Un mensaje de ejecución exitosa es desplegado tal como se muestra en la Figura 6C.14, según el sistema simulado.

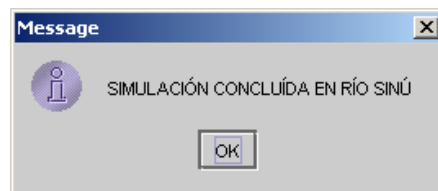


Figura A1.14. Mensaje emergente posterior a una ejecución exitosa.

- A partir de los campos CORRIENTE, OD y DBO, el usuario puede interactuar entre cuerpos de agua y variables. En la Figura 6C.13 se muestra como ejemplo el perfil de OD (Figura 6C.13a) y DBO (Figura 6C.13b) para el sistema Sinú y la corriente Sinú.

Una vez concluida la simulación, el usuario tiene tres opciones para visualizar e interactuar con los resultados obtenidos. La primera corresponde al perfil desplegado gráficamente en la componente Perfiles, el cual puede ser editado y guardado en disco como formato .png haciendo clic derecho sobre la imagen. En la Figura 6C.15 se esquematiza el proceso.

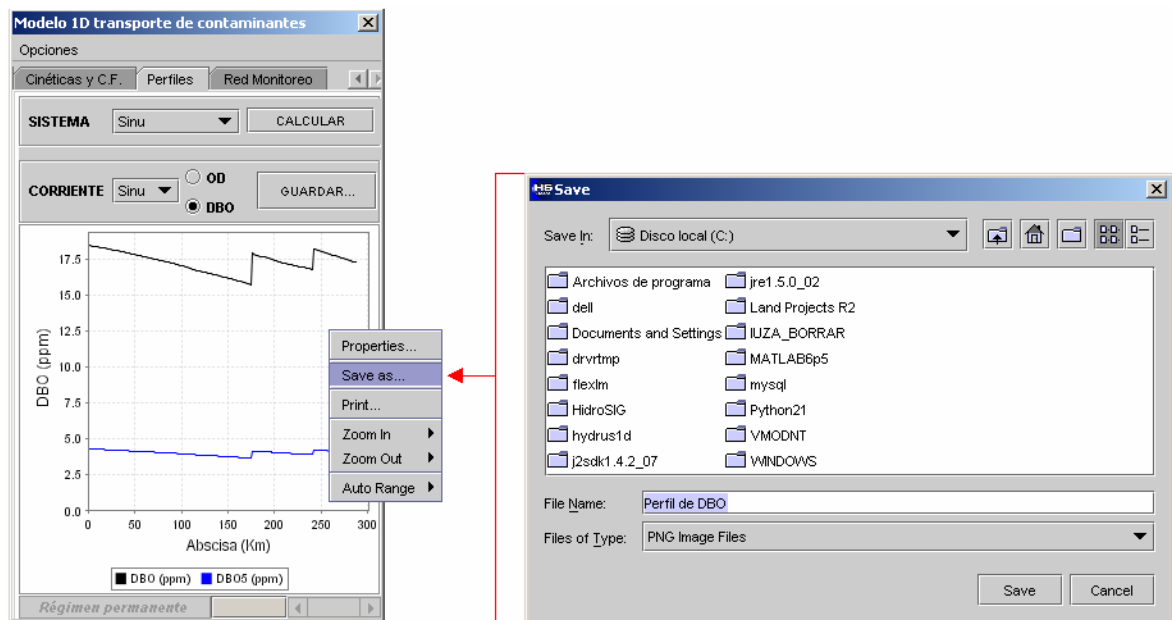


Figura A1.15. Proceso para guardar imagen de perfiles de OD y DBO en disco

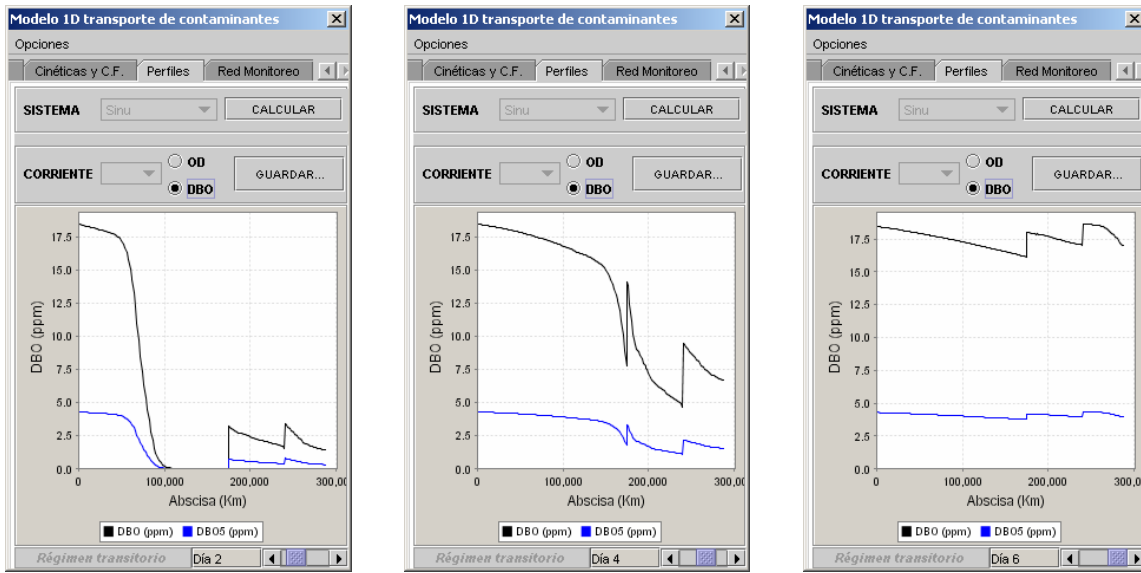
La segunda alternativa corresponde a la opción GUARDAR... que permite exportar los perfiles de OD, DBO y DBO5 obtenidos como archivos planos con extensión .txt, cuyo nombre, según el sistema simulado, son los que se muestran en la Tabla 6C.1.

Tabla 2.1. Archivos de salida para perfiles de OD y DBO

Archivo de salida	Corriente
PerfilDBO_Sinu.txt	RÍO SINÚ

PerfilOD_Sinu.txt	
PerfilDBO_Bugre.txt	CAÑO BUGRE
PerfilOD_Bugre.txt	
PerfilDBO_Culebra.txt	CAÑO CULEBRA
PerfilOD_Culebra.txt	
PerfilDBO_Prietas.txt	CAÑO AGUAS PRIETAS
PerfilOD_Prietas.txt	

Las dos alternativas de interacción con los resultados de la simulación están disponibles tanto para régimen permanente como régimen no permanente. Para éste último, sólo el río Sinú puede ser simulado, razón por la cual los campos SISTEMA y CORRIENTE son deshabilitados si se ha seleccionado dicha opción de trabajo (ver Figura 6C.16). De igual forma, los resultados son obtenidos haciendo clic en el botón CALCULAR. Los resultados obtenidos pueden ser visualizados dinámicamente para el período de simulación empleando la barra de desplazamiento localizada en la parte inferior derecha del módulo (ver Figura 6C.16) donde cada estado de dicha barra define un intervalo de tiempo en la simulación. En la Figura 6C.16 se muestra el estado de DBO y DBO5 para diferentes tiempos.



(a) Perfiles para t = 2 días

(a) Perfiles para t = 4 días

(a) Perfiles para t = 6 días

Figura A1.16. Visualización de perfiles para estado no permanente de flujo.

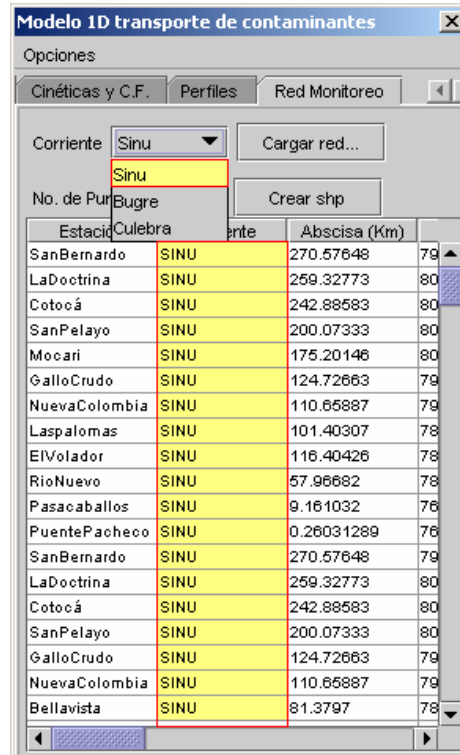
Al igual que para estado de flujo permanente, los perfiles correspondiente a la simulación realizada sobre el río Sinú para estado no permanente puede ser llevada a disco con formato .txt, haciendo clic en el botón GUARDAR.

La última forma de visualización de resultados, disponible sólo para flujo permanente, corresponde a los valores de OD y DBO sobre la(s) red(es) de monitoreo incorporadas a la BD tal como se describió en el Anexo 5A. A continuación se describe esta alternativa, que define la última componente del módulo MUTC.

A1.1.6 Componente Red Monitoreo

La componente Red Monitoreo permite evaluar los valores de OD, DBO y DBO5 en puntos que constituyan la red de monitoreo definida en el río Sinú y en los caños Bugre y Aguas Prietas. Además, son reportadas la variables hidráulicas correspondientes (caudal, velocidad y profundidad media de flujo) al escenario de simulación definido. Para ver los resultados en la red de monitoreo basta con seleccionar la corriente deseada y hacer clic en el botón Cargar red.... En la Figura 6C.17 se muestra el caso particular del río Sinú, para el cual un total de 36 puntos (considerando

todas las redes de medición propuestas) es cargado en la tabla con sus respectivos resultados y atributos.



Estación	Culebra	Abscisa (Km)	
SanBernardo	SINU	270.57648	79
LaDoctrina	SINU	259.32773	80
Cotocá	SINU	242.88583	80
SanPelayo	SINU	200.07333	80
Mocari	SINU	175.20146	80
GalloCrudo	SINU	124.72663	79
NuevaColombia	SINU	110.65887	79
Lasपालomas	SINU	101.40307	78
ElVolador	SINU	116.40426	78
RioNuevo	SINU	57.96682	78
Pasacaballos	SINU	9.161032	76
PuentePacheco	SINU	0.26031289	76
SanBernardo	SINU	270.57648	79
LaDoctrina	SINU	259.32773	80
Cotocá	SINU	242.88583	80
SanPelayo	SINU	200.07333	80
GalloCrudo	SINU	124.72663	79
NuevaColombia	SINU	110.65887	79
Bellavista	SINU	81.3797	78

Figura A1.17. Visualización de resultados en redes de monitoreo definidas sobre el río Sinú

Finalmente, y como estrategia para vincular los resultados obtenidos con la plataforma ArcGIS, se ha dispuesto el botón Crear shp que permite llevar los resultados previamente dispuestos tubularmente al hacer clic en el botón Cargar red..., a formato .shp. Esto permite visualizar los resultados espacialmente en la plataforma ArcGIS tal como se muestra en la Figura 6C.18 donde pueden consultarse de forma fácil los resultados de la simulación correspondiente en el módulo MUTC.

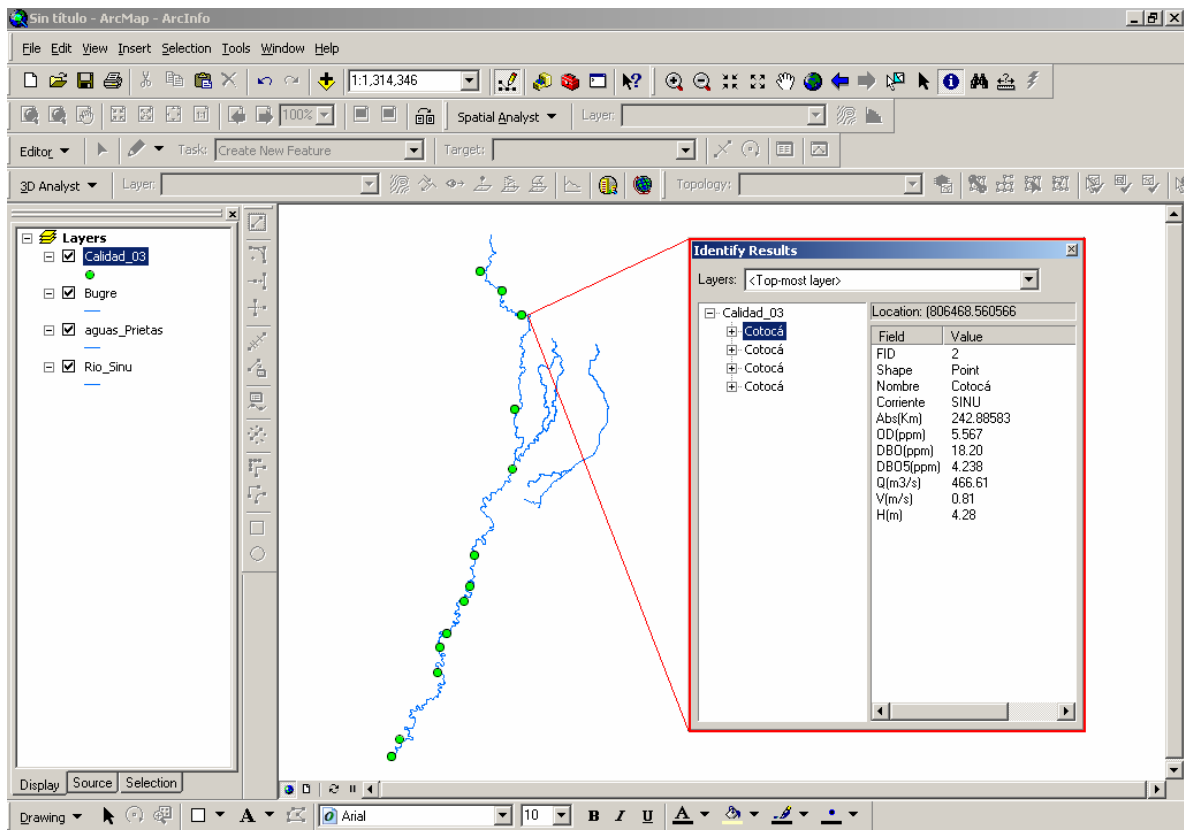


Figura A1.18. Visualización de resultados en ArcGIS