

**MODELACIÓN HIDRODINÁMICA Y DE LA CALIDAD DEL AGUA PARA
EVALUAR LA CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN DE VERTIMIENTOS DEL
RÍO SINÚ (TRAMO SIERRA CHIQUITA-UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA)**



**MARIA CAMILA ATENCIA OSORIO
MELANIE VERBEL ESCOBAR**

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE INGENIERÍAS
INGENIERÍA AMBIENTAL
MONTERÍA, CÓRDOBA**

2021

**MODELACIÓN HIDRODINÁMICA Y DE LA CALIDAD DEL AGUA PARA
EVALUAR LA CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN DE VERTIMIENTOS DEL
RÍO SINÚ (TRAMO SIERRA CHIQUITA-UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA)**



**MARÍA CAMILA ATENCIA OSORIO
MELANIE VERBEL ESCOBAR**

**Trabajo de grado presentado, en la modalidad de proyecto de Investigación y/o Extensión,
como parte de los requisitos para optar al Título de Ingeniero Ambiental.**

**Director:
Franklin Manuel Torres Bejarano, PhD.**

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE INGENIERÍAS
INGENIERÍA AMBIENTAL
MONTERÍA, CÓRDOBA**

2021

La responsabilidad ética, legal y científica, de las ideas, conceptos, y resultados del proyecto de investigación, serán responsabilidad de los autores.

Artículo 59, Acuerdo N° 022 del 21 de febrero de 2018 del Consejo Superior.

“11 – BUENA FE: La universidad considera que la producción intelectual que, los profesores, funcionarios administrativos y estudiantes le presenten, es realizada por éstos, y que no han transgredido los derechos de otras personas. En consecuencia, la aceptará, protegerá, publicará y explotará, según corresponda y lo considere pertinente”. Artículo 1, Acuerdo N° 045 del 25 de mayo de 2018 del Consejo Superior.

Nota de aceptación

Firma del jurado

Firma del jurado

*A nuestros ángeles Marlene y José
Felipe, se fueron demasiado pronto, pero
sus recuerdos siempre se mantendrán
vivos en nuestros corazones.*

Agradecimientos:

A Dios, por ser nuestra guía y compañía en cada momento de nuestras vidas y por proporcionarnos la sabiduría necesaria en cada decisión que tomamos.

Al doctor Franklin Manuel Torres Bejarano, por su excelente trabajo como nuestro tutor, su compromiso en el desarrollo de este trabajo de grado y por su invaluable aporte a nuestra vida personal y profesional.

A la Universidad de Córdoba y en especial al programa de ingeniería ambiental por brindarnos las bases técnicas y teóricas que nos sirvieron para el desarrollo de este trabajo y el de nuestra vida profesional.

A nuestros padres Silvino y Gloria, y, Francisco y Yaneth, por brindarnos la mejor herencia que los padres le pueden dar a sus hijos “la educación”.

A nuestros hermanos Pedro y Felipe, y, Silvana y Alejandra, por servirnos de apoyo a lo largo de todo este proceso.

A nuestros amigos del grupo “Nojotros y Estrellitas”, Lau, Jesús D, Vale, Dani, Jesús M, Camila, Juanjo, Lichi, Gaby, Javi, Luisito, Jean, Xavi, Dai y Ana, por su compañerismo, apoyo y acompañamiento emocional en esta etapa de nuestras vidas.

A Melanie y María Camila, por su compromiso y dedicación en la culminación de este trabajo de grado. Y, sobre todo, por no rendirse y seguir adelante a pesar de las dificultades.

A todos los que han creído en nosotras, en nuestras capacidades y fortalezas, a los que alguna vez lo han manifestado, y a todos esos que, sin saber, con sus actos y palabras nos han animado a confiar en nosotras mismas y seguir adelante.

María Camila Y Melanie.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
RESUMEN	xiii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. OBJETIVO GENERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. CALIDAD DEL AGUA (CA).	4
3.2. CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN Y CAPACIDAD DE DILUCIÓN ..	4
3.3. AFECTACIÓN DE LA CA Y CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN	5
3.4. FACTOR DE ASIMILACIÓN	5
3.5. MODELACIÓN AMBIENTAL.....	7
3.6. TIPOS DE MODELOS	7
3.7. MODELO CONCEPTUAL	8
3.8. MODELACIÓN HIDRODINÁMICA	9
3.9. MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA.....	9
3.10. CALIBRACIÓN DEL MODELO.....	10
3.11. SIMULACIÓN	11
3.12. COMPONENTES DE UN MODELO NUMÉRICO	11
3.12.1. Malla numérica.	11
3.12.2. Batimetría.....	12
3.12.3. Condición inicial.....	12
3.12.4. Condición de frontera.	13
4. ESTADO DEL ARTE	13
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	18
5.1. DESCRIPCIÓN ZONA DE ESTUDIO	18
5.2. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN	19

5.2.1.	Información solicitada.	19
5.2.2.	Campañas de medición y monitoreo.	20
5.2.3.	Análisis de muestras	21
5.3.	ADAPTACIÓN DEL MODELO AL TRAMO DE ESTUDIO	21
5.3.1.	Descripción del modelo EFDC Explorer.	21
5.3.2.	Esquema de modelación.	28
5.3.3.	Módulo de hidrodinámica.	29
5.3.4.	Modelación de la calidad del agua.....	30
5.3.5.	Pruebas de bondad de ajuste.	31
5.4.	PRONÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA.....	31
5.4.1.	Diseño de escenarios de modelación	31
5.4.2.	Factor de asimilación.	32
5.4.3.	Capacidad de asimilación.....	33
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	34
6.1.	DIAGNOSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL SINÚ.....	34
6.1.1.	Batimetría.....	34
6.1.2.	Mediciones de Calidad del agua.	34
6.2.	ADAPTACIÓN DEL MODELO AL TRAMO DE ESTUDIO	36
6.2.1.	Hidrodinámica.....	36
6.2.2.	Calibración y validación del componente de calidad del agua.	38
6.2.3.	Simulación hidrodinámica.	43
6.2.4.	Simulación de la calidad del agua.....	45
6.3.	ESCENARIOS SIMULADOS Y CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN .50	
6.3.1.	Perfiles longitudinales del Oxígeno disuelto.	50
6.3.2.	Perfiles longitudinales de la Demanda química de oxígeno.	51
6.3.3.	Perfiles longitudinales del Nitrógeno total.	52
6.3.4.	Perfiles longitudinales del Nitrógeno Amoniacal.	53
6.3.5.	Perfiles longitudinales de Fosfatos.	53
6.3.6.	Perfiles longitudinales de Temperatura y SST.....	54
6.3.7.	Influencia del factor de asimilación.....	56

6.3.8.	Series de tiempo de Temperatura.....	57
6.3.9.	Series de tiempo de Demanda Química de Oxígeno.....	58
6.3.10.	Series de tiempo de Oxígeno Disuelto.....	59
6.3.11.	Series de tiempo de Nitrógeno Total.....	59
6.3.12.	Series de tiempo de Nitrógeno amoniacal.....	60
6.3.13.	Series de tiempo de Fosfatos.....	61
6.3.14.	Series de tiempo de Sólidos Suspendedos Totales.	62
7.	CONCLUSIONES	65
8.	RECOMENDACIONES.....	66
9.	BIBLIOGRAFÍA	67
10.	ANEXOS	80

LISTADO DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Métodos utilizados por el laboratorio.	21
Tabla 2. Criterios para la evaluación del RMSE.	31
Tabla 3. Escenarios de simulación aplicados en el río Sinú	32
Tabla 4. Principales coeficientes modificados en el componente hidrodinámico.	37
Tabla 5. Principales coeficientes modificados en el componente de calidad.	39
Tabla 6. Variaciones de los parámetros simulados para cada época y escenario.	64
Tabla 7. Tasas de reacción.....	84
Tabla 8. Datos factor de asimilación.	84
Tabla 9. Normativas y guías consultadas.	84
Tabla 10. Resultados mediciones en P1.....	85
Tabla 11. Resultados mediciones en P2.....	85
Tabla 12. Resultados mediciones en P3.....	85
Tabla 13. Resultados mediciones en P4.....	86
Tabla 14. Parámetros de los vertimientos.....	86
Tabla 15. Clasificación RMSE por parámetros.	87

LISTADO DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Aplicación estadística para determinar el factor de asimilación.	6
Figura 2. Tipos de mallas.	12
Figura 3. Localización tramo de estudio.	19
Figura 4. Estructura de la calidad del agua EFDC Explorer.	25
Figura 5. Malla numérica utilizada.....	29
Figura 6. Batimetría del río Sinú.	34
Figura 7. Condiciones de frontera, forzantes y resultados batimétricos.....	37
Figura 8. Simulación de velocidad en época seca y época húmeda.	44
Figura 9. Resultados de simulación de niveles en épocas seca y húmeda.....	45
Figura 10. Resultados de simulación de temperatura en épocas seca y húmeda...	45
Figura 11. Resultados de simulación de OD en épocas seca y húmeda.	46
Figura 12. Resultados de simulación de DQO en épocas seca y húmeda.	47
Figura 13. Resultados de simulación de NT en épocas seca y húmeda.....	48
Figura 14. Resultados de simulación de NH ₃ -N en épocas seca y húmeda.....	49
Figura 15. Resultados de simulación de PO ₄ en épocas seca y húmeda.	49
Figura 16. Resultados de simulación de SST en épocas seca y húmeda.	50
Figura 17. CDC mensuales de marzo a junio.	81
Figura 18. CDC mensuales de julio a octubre.	82
Figura 19. Caudales de los vertimientos.....	86
Figura 20. Simulación de temperatura en el E6.....	88
Figura 21. Simulación de DQO en el E6.....	89
Figura 22. Simulación de OD en E6.....	90
Figura 23. Simulación de NT en el E6.	91
Figura 24. Simulación de NH ₃ - N en el E6.	92
Figura 25. Simulación de PO ₄ en el E6.....	93
Figura 26. Simulación de SST en el E6.....	94

LISTADO DE GRÁFICOS

	Pág.
Gráfica 1. Resultados mediciones T.....	35
Gráfica 2. Resultados mediciones OD.....	35
Gráfica 3. Resultado mediciones DQO.....	36
Gráfica 4. Resultados mediciones NT.....	36
Gráfica 5. Resultado mediciones NH ₃ -N.....	36
Gráfica 6. Resultado mediciones PO ₄	36
Gráfica 7. Resultado mediciones CF.....	36
Gráfica 8. Resultado mediciones SST.....	36
Gráfica 9. Resultados de niveles con diferentes valores de rugosidad (n).....	38
Gráfica 10. Calibración del componente hidrodinámico.....	38
Gráfica 11. Calibración y validación de la temperatura.....	39
Gráfica 12. Calibración y validación de la DQO.....	40
Gráfica 13. Calibración y validación del OD.....	40
Gráfica 14. Calibración y validación del NT.....	41
Gráfica 15. Calibración y validación del nitrógeno amoniacal.....	41
Gráfica 16. Calibración y validación de fosfatos.....	42
Gráfica 17. Calibración y validación de SST.....	42
Gráfica 18. Calibración y validación de CF.....	43
Gráfica 19. Perfil longitudinal del OD.....	51
Gráfica 20. Perfil longitudinal de la DQO.....	52
Gráfica 21. Perfil longitudinal del NT.....	52
Gráfica 22. Perfil longitudinal NH ₃ -N.....	53
Gráfica 23. Perfil longitudinal de los PO ₄	54
Gráfica 24. Perfil longitudinal de la temperatura.....	55
Gráfica 25. Perfil longitudinal de los SST.....	55
Gráfica 26. Factor de asimilación.....	56
Gráfica 27. Serie de tiempo de la temperatura.....	57
Gráfica 28. Serie de tiempo de la DQO.....	58
Gráfica 29. Serie de tiempo del OD.....	59

Gráfica 30. Serie de tiempo del NT.....	60
Gráfica 31. Serie de tiempo del NH ₃ -N.....	61
Gráfica 32. Serie de tiempo de los PO ₄	62
Gráfica 33. Serie de tiempo de los SST.....	63

LISTADO DE GRÁFICOS

	Pág.
Anexo 1. Flujograma de la implementación del EFDC Explorer.	80
Anexo 2. Calculo del caudal ambiental.....	81
Anexo 3. Ecuaciones del factor de asimilación de cada parámetro.	82
Anexo 4. Normas y guías consultadas.....	84
Anexo 5. Resultados campañas de medición	85
Anexo 6. Datos para el cálculo del RMSE.....	87
Anexo 7. Simulación escenario 6 (E6).....	87

RESUMEN

Las presiones constantes a las que está sometida el recurso hídrico resultan en la pérdida de su estado natural en términos de disminución de la calidad del agua y capacidad de asimilación y los modelos de calidad del agua son herramientas que pueden facilitar el estudio y comprensión de estos fenómenos con el fin de crear estrategias de manejo, prevención y mitigación de impactos negativos sobre el recurso. Esta investigación tuvo como objetivo evaluar la capacidad de asimilación del río Sinú y a su vez analizar el efecto que tienen los vertimientos de aguas residuales en dicha capacidad; para esto se realizaron monitoreos de parámetros de calidad (temperatura, DBO, OD, NT, nitrógeno amoniacal, fosfatos y SST) en el río en diferentes épocas y se adaptó a la zona de estudio un modelo numérico cuyo componente hidrodinámico se basa en las ecuaciones de movimiento turbulento y el componente de calidad en las ecuaciones de Advección-Difusión-Reacción. Después de calibrar y validar el modelo, se simuló escenarios de aumento y disminución de caudales del río, y, de concentraciones y caudales de vertimientos. A partir de las simulaciones se evaluó la capacidad de asimilación del río con respecto al comportamiento y dinámica de los contaminantes descargados por los vertimientos.

Palabras claves: Capacidad de asimilación, calidad del agua, modelación ambiental, hidrodinámica, río Sinú.

ABSTRACT

The constant pressures to which the water resource is subjected result in the loss of its natural state in terms of decreased water quality and assimilation capacity, and water quality models are tools that can facilitate the study and understanding of these processes in order to create strategies for the management, prevention and mitigation of negative impacts on the resource. The objective of this research was to evaluate the Sinú River assimilation capacity and, at the same time, analyze the effect that wastewater discharges have on said capacity; for this, monitoring of quality parameters (temperature, COD, DO, TN, ammonia nitrogen, phosphates and TSS) were carried out in the river at different seasons and a numerical model was adapted to the study area whose hydrodynamic component is based on the equations of turbulent motion and the quality component on the Advection-Diffusion-Reaction equations. After calibrating and validating the model, scenarios of increase and decrease of discharge concentrations and flows, and river flows were simulated. From the simulations, the river assimilation capacity was evaluated regarding the behavior and dynamics of the discharged pollutants.

Keywords: Assimilation capacity, water quality, hydrodynamics, environmental modeling, Sinu River.

1. INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es un tema que ha venido cobrando importancia desde hace varios años, esto se debe principalmente a que la contaminación de este recurso se está convirtiendo gradualmente en un problema significativo en lagos y ríos (Yuceer y Coskun 2016). Según el reporte de aguas residuales del 2018 publicado por la Asociación Internacional del Agua (IWA), alrededor del 80% de todas las aguas residuales se descargan en las vías fluviales del mundo, donde crea riesgos para la salud, el medio ambiente y el clima, lo que puede generar cambios en la capacidad asimilativa de éstos. El conocimiento de los impactos que las descargas de aguas residuales generan en el recurso hídrico es fundamental para su adecuada gestión y los modelos hidrodinámicos y de calidad del agua constituyen herramientas primordiales para el estudio de estos impactos, generalmente en función de la capacidad de asimilación de las fuentes hídricas.

La capacidad de asimilación hace referencia a la habilidad natural que tienen los cuerpos de agua para su autodepuración y/o autorreparación, ya sea a través de la dilución y/o dispersión de los desechos y la contaminación sin dañar el medio acuático. Además, puede indicar la capacidad dinámica máxima de la cantidad de contaminantes que se pueden acumular, destruir, transformar y transferir más allá del volumen del ecosistema sin perturbar su actividad normal, es decir, la entrada de contaminantes controlable para cada flujo de agua en un río (Hashemi et al. 2017; Kulikova et al. 2018). A través de los estudios de calidad del agua y la modelación se puede llegar a conocer la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua.

La modelación consiste en una simplificación de la realidad que guarda las características esenciales de ella, es una herramienta que se usa para la solución de problemas y la visualización del panorama en general, permitiendo así el diagnóstico y la predicción de un sistema (Gong et al. 2016; Zomorodian et al. 2018). La modelación de calidad del agua se ha utilizado en múltiples estudios con la finalidad de determinar la capacidad de asimilación en diferentes cuerpos de agua (Gedam et al. 2012; Hoang et al. 2012; Farhadian et al. 2015; Hernández y Martínez 2016; Suresh et al. 2019; Dehghani et al. 2020), en estos se resalta la importancia del recurso hídrico y las presiones a las que ha estado sometidos durante mucho tiempo, resultando en la pérdida de su estado natural en

términos de disminución de la calidad del agua y capacidad de asimilación, en este sentido, se resalta la importancia que tienen los modelos para la elaboración de estrategias de manejo, prevención y mitigación de impactos negativos sobre el recurso. La Guía Nacional de Modelación (2018) define como aspecto general que los modelos de calidad de agua tienen como principal propósito establecer el comportamiento más probable del cuerpo de agua en términos de su capacidad de asimilación y/o auto-depuración bajo diferentes condiciones de caudal en el cuerpo receptor y de carga contaminante en los tributarios y vertimientos.

Teniendo en cuenta que el río Sinú es la fuente principal fuente hídrica del departamento de Córdoba, el estudio y monitoreo de este es fundamental no solo desde el punto de vista ambiental sino también económico y social. Desde su origen hasta la represa de Urrá, el río Sinú se considera en general una cuenca poco contaminada por aguas residuales, pero a partir de allí las descargas de residuos provenientes de la ganadería, agricultura y otras actividades ejercen su acción contaminante (Acosta 2013). Se ha identificado que las aguas residuales domésticas generadas en los núcleos poblados son las principales fuentes de contaminación del recurso hídrico en la cuenca del río Sinú (CVS 2004).

Según el Diagnóstico Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Sinú publicado en 2004 por la CVS, aunque las condiciones naturales han cambiado producto de la acción antrópica, la capacidad de autopurificación del río Sinú es suficiente para recuperar niveles de calidad aceptables para la biota, sin embargo, debido al acelerado crecimiento económico y demográfico que tiene la población, es necesario realizar estudios más actuales sobre la dinámica que tienen los vertimientos de aguas residuales en el río. El conocimiento de los impactos que las descargas de aguas residuales generan en el recurso hídrico es fundamental para su adecuada gestión y los modelos hidrodinámicos y de calidad del agua constituyen herramientas primordiales para el estudio de estos impactos, generalmente en función de la capacidad de asimilación de las fuentes hídricas.

En el presente trabajo de investigación se evaluó la capacidad de asimilación del río Sinú y a su vez se analizó el efecto que tienen los vertimientos de aguas residuales en dicha capacidad, a través de la modelación hidrodinámica y de calidad del agua del tramo:

Sierra Chiquita – Universidad de Córdoba, en el cual se han observado diferentes puntos de vertimientos de aguas residuales domésticas y provenientes de otras actividades. Para esto fue necesario el análisis de diferentes parámetros fisicoquímicos e hidrodinámicos utilizando el modelo hidrodinámico y de calidad de agua denominado EFDC (Environment Fluid Dynamics Code). En dicho modelo se simularon escenarios de descargas que abarcaron las temporadas seca y húmeda de la zona de estudio.

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de asimilación de vertimientos del río Sinú (tramo Sierra Chiquita – Universidad de Córdoba), mediante la implementación de un modelo hidrodinámico y de calidad del agua.

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Diagnosticar la calidad del agua del río Sinú en el tramo Sierra Chiquita - Universidad de Córdoba mediante mediciones de parámetros físicos: sólidos suspendidos totales (SST); bioquímicos: oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO), coliformes fecales (CF) y nutrientes: nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) y fosfatos (PO_4).

- Implementar un modelo hidrodinámico y de calidad del agua en el río Sinú, tramo Sierra Chiquita - Universidad de Córdoba.

- Pronosticar bajo diferentes escenarios de descarga la calidad del agua del río Sinú en el tramo Sierra Chiquita - Universidad de Córdoba.

- Establecer la capacidad de asimilación de vertimientos del río Sinú en tramo Sierra Chiquita- Universidad de Córdoba, en función de las concentraciones de los constituyentes de la calidad del agua.

3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1.CALIDAD DEL AGUA (CA).

La calidad del agua representa las características físicas, químicas y biológicas del agua y mide la capacidad de un cuerpo de agua para soportar el uso beneficioso que se le da para suplir las necesidades de la sociedad, su evaluación está ligada principalmente a el análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos. Los parámetros más comunes que se incluyen para la evaluación de la calidad del agua son la temperatura, turbidez, pH, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), coliformes fecales (CF), oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y compuestos de nitrógeno (Uddin et al. 2020).

La degradación de la calidad del agua es una problemática grave y común en todo el mundo debido a numerosas causas, incluidos los procesos naturales, las actividades antropogénicas y el sobredesarrollo; la recolección de información relevante sobre las condiciones de calidad del agua es importante debido a que el análisis de esta es fundamental en el manejo de los recursos y el control de la contaminación (Wu et al. 2020). Teniendo en cuenta todo lo anterior, el monitoreo y seguimiento riguroso de diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos a escala temporal y espacial en los cuerpos de agua, facilitaría la gestión y el control de la contaminación de dicho recurso.

3.2.CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN Y CAPACIDAD DE DILUCIÓN

La capacidad de asimilación hace referencia a la habilidad natural que tienen los cuerpos de agua para su autodepuración y/o autorreparación, ya sea a través de la dilución y/o dispersión de los desechos y la contaminación sin dañar el medio acuático (Hashemi et al. 2017). Existen tres mecanismos por los cuales los ríos tienen la capacidad de asimilar cargas contaminantes: la dilución, el transporte y el decaimiento. El decaimiento está relacionado con procesos físico, químicos y biológicos; el transporte está definido por los procesos de advección y difusión, y el factor dilución está ligado a la magnitud del caudal del cuerpo receptor (Chapra 2007). La capacidad de dilución es un proceso natural en el cual un gran volumen de flujo diluye la concentración de contaminantes que son

descargados en un cuerpo de agua; los flujos bajos pueden resultar en una cantidad menor de agua disponible para la dilución de los contaminantes de fuentes puntuales, causando una concentración alta de contaminantes en un cuerpo de agua (Zhen-Gang Ji 2017). Se han realizado diferentes estudios que describen el factor de dilución para diferentes cuerpos de agua (Rojas 2011; Keller 2014).

Uno de los métodos más usuales para evaluar la capacidad de asimilación es el uso de modelos hidrodinámicos y de calidad de agua, con los cuales se pueden diseñar escenarios de simulación con el fin de encontrar aquellas condiciones en las que se sobrepasen estándares específicos de calidad del agua (Farhadian et al. 2015; Villota 2019).

3.3.AFECTACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA Y CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN

La pérdida del estado natural en términos de la calidad del agua de cualquier río está controlada por diferentes actividades antropogénicas complejas como el desarrollo y la expansión urbana, las actividades industriales y agrícolas, los accidentes por derrames químicos y la construcción de presas y los procesos naturales, incluidas las condiciones climáticas, la tasa de precipitación y transporte de sedimentos en la cuenca (Gurjar y Tare 2019). Debido al flujo incontrolado de contaminantes como materia orgánica, nitrógeno y fósforo, los cuerpos de agua receptores a menudo experimentan floración de algas, muerte de peces y, de manera general, deterioro de la biodiversidad, lo que eventualmente afecta negativamente a los ecosistemas y, por lo tanto, a la vida humana. El resultado de los impactos negativos de dichas actividades en los ríos es la pérdida de capacidad de los ecosistemas acuáticos para la autodepuración y/o autorestauración natural, es decir, ocasiona una disminución en su capacidad asimilativa (Lee et al. 2017; Kulikova et al. 2018).

3.4.FACTOR DE ASIMILACIÓN

El factor de asimilación representa todos los factores físicos (sedimentación), químicos (hidrólisis) y biológicos (oxidación, nitrificación y muerte) del cuerpo receptor,

y es una forma simple de determinar la relación lineal entre la carga aguas arriba de un tramo de río con la concentración resultante aguas abajo sobre el cuerpo receptor (Chapra 1997, 2007; citado por: Alean 2009; ANLA 2013; Navas 2016).

$$a = \frac{W}{C} \quad [1]$$

Donde a es el factor de asimilación que será dependiente de las características del cuerpo receptor y de la especie contaminante, W es la carga contaminante aguas arriba del tramo y C es la concentración aguas abajo sobre el cuerpo receptor.

Según Alean (2009), el factor de asimilación requerido se calcula para que una carga determinada no exceda la concentración deseada. Además, establece que para determinar el factor de asimilación existen dos modelos. El modelo empírico, es de tipo deductivo y se basa en una serie de datos obtenidos directamente, este calcula el factor de asimilación utiliza técnicas de estadísticas de regresión (**Figura 1**). Y el modelo mecanicista, es de tipo deductivo y utiliza datos teóricos partiendo de la ley de la conservación de la masa (Ecuación [2]).

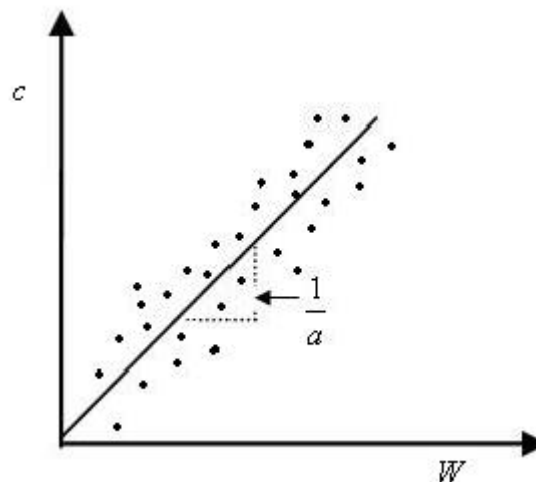


Figura 1. Aplicación estadística para determinar el factor de asimilación.
Tomado de: Alean (2009)

$$Acumulación = cagas \pm transporte \pm reacción \quad [2]$$

Otras de las aplicaciones del factor de asimilación es que permite evaluar la vulnerabilidad de las corrientes a la contaminación. Casanova y Figueroa (2014), establecen que entre el factor de asimilación de la corriente y el caudal existe relación

directa. Mientras que Rojas (2011), encontró una relación con un factor F_1 , que depende de las características físico-químicas y biológicas que acontecen en las corrientes, y de la magnitud del caudal Q ; mostrando que F_1 es predominante en los ríos de montaña, mientras que Q lo es para los ríos de planicie.

3.5.MODELACIÓN AMBIENTAL

La modelación ambiental se ocupa de la representación de procesos que ocurren y transforman el medio ambiente en el mundo real, tanto en la dimensión espacial como la temporal. Los modelos dinámicos basados en ecuaciones diferenciales se usan principalmente para describir los procesos que transforman el medio ambiente a través del tiempo, mientras que las interacciones espaciales son gestionadas principalmente por sistemas de información geográfica (SIG). En el modelado ambiental se usan variables de entrada requeridas por modelos de simulación y visualización de rendimiento y análisis de datos de salida. Los modelos mejoran la comprensión de los sistemas naturales y cómo reaccionan a las condiciones cambiantes, como la exposición a sustancias contaminantes y los efectos temporales y espaciales de la exposición (Chaulya y Prasad 2016; EPA 2019).

Existen modelos con diferentes grados de complejidad. Los modelos matemáticos pueden ser uni, bi o tridimensionales dependiendo de las características físicas del medio a simular. Entre los modelos unidimensionales se encuentran el modelo Streeter-Phelps y QUAL2K; en los modelos bi y tridimensionales se incluyen WASP, MIKE, EFDC, Delf3D (Yuceer et al. 2016; Rodríguez 2020).

3.6.TIPOS DE MODELOS

Los modelos matemáticos se basan generalmente en principios físicos, químicos y biológicos fundamentales que describen las variaciones espaciales y temporales de un sistema de agua, estos se pueden categorizar dentro de diferentes grupos: (1) estadísticos (empírico) o mecanicistas, (2) deterministas o estocásticos y (3) analíticos o numéricos. Los modelos estadísticos generalmente se expresan en relaciones matemáticas simples derivadas de ecuaciones que se ajustan estadísticamente a los datos observados; mientras

que los modelos mecanicistas se basan en mecanismos químicos y biológicos que gobiernan los sistemas acuáticos. Un modelo determinista no contiene componentes aleatorios (estocásticos), es decir, cada componente y entrada del modelo se determina exactamente mediante ecuaciones matemáticas. Por el contrario, un modelo estocástico se enfoca en reproducir ciertas características estadísticas (distribución, media, varianza) de un cuerpo de agua; generalmente, los modelos deterministas están diseñados para representar procesos físicos internos, lo que permite una amplia gama de aplicaciones de modelos que los modelos estocásticos no pueden abordar. Un modelo analítico tiene una solución matemática exacta a las ecuaciones diferenciales que describen los procesos en un cuerpo de agua. Los modelos analíticos suelen estar limitados por los supuestos utilizados para derivar sus soluciones. La mayoría de los modelos para sistemas de aguas superficiales suelen ser demasiado complicados para obtener soluciones analíticas, y las técnicas numéricas son indispensables para encontrar soluciones a estos modelos. Un modelo numérico es una versión discretizada de un conjunto de ecuaciones matemáticas, como la ecuación de continuidad y las ecuaciones de momento, que describen procesos en un cuerpo de agua (Gosilico s.f.; Zhen-Gang Ji 2017; Schilling et al. 2018; Beaupré 2020)

3.7.MODELO CONCEPTUAL

Un modelo conceptual es la representación matemática y lógica de la entidad del problema desarrollada para un estudio en particular, que a menudo comprende un diagrama de sistema que vincula las variables desde los impulsores hasta los estados internos y las salidas. Teniendo en cuenta que los sistemas naturales son complejos, es necesario la simplificación de estos para entenderlos y manejarlos, esto se puede lograr con la ayuda de los modelos conceptuales, estos pueden indicar escalas de representación y tipos de procesos que se consideran relevantes. Los modelos conceptuales son fundamentales para la simulación posterior o el modelo computacional que implementa el modelo conceptual en un sistema informático de manera que se puedan realizar análisis de comportamiento y escenarios del modelo. Un modelo conceptual establece el conocimiento colectivo, la experiencia y las perspectivas sobre el sistema de interés. El modelo ilustra sus suposiciones sobre cómo funciona el sistema y cuáles cree que son los

procesos importantes o dominantes y sus vínculos. Esto incluye los factores que se percibe que están impulsando los cambios en el sistema y las consecuencias de los cambios en estos factores (AGI 2017; Fu et al. 2017).

3.8.MODELACIÓN HIDRODINÁMICA

Los modelos hidrodinámicos son herramientas que simulan el comportamiento de los cuerpos de agua en diversas condiciones de forzamiento. Estos modelos se implementan con esquemas numéricos uni, bidimensionales y, más recientemente, tridimensionales que resuelven espacial y temporalmente las ecuaciones diferenciales que describen el transporte, advección y dispersión de agua y otros procesos, impulsados por las condiciones físicas y climáticas del cuerpo modelado (Zamani 2020). Los modelos hidrodinámicos pueden proporcionar información crucial para los modelos de sedimentos, tóxicos y de eutrofización, incluidas las velocidades del agua y los patrones de circulación, mezcla y dispersión, temperatura del agua y estratificación de la densidad. Los procesos hidrodinámicos controlan el transporte de algas, nutrientes, sedimentos, tóxicos y oxígeno disuelto en un cuerpo de agua. Los nutrientes pueden adherirse a los sedimentos en los sistemas de agua, y esto a su vez, puede afectar el transporte de nutrientes y los procesos de absorción. Las descripciones precisas de los procesos hidrodinámicos y los procesos de los sedimentos son esenciales para el modelado de los procesos de calidad del agua (Zhen-Gang Ji 2017). Para el caso de la modelación hidrodinámica en ríos, se utilizan por lo general las ecuaciones que resuelven problemas en dos dimensiones: ecuaciones de Navier-Stokes y las ecuaciones de Saint Venant o ecuaciones de aguas poco profundas (Ochoa et al. 2016; Guzmán et al. 2017).

3.9.MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

Un modelo de calidad del agua es una representación matemática de un río, arroyo, lago o embalse; estos modelos incluyen ecuaciones y algoritmos que describen los procesos que afectan parámetros físicoquímicos y biológicos como la temperatura, oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, nutrientes, materia orgánica, tóxicos, plantas acuáticas, algas y/o sedimentos en suspensión. Los patrones de flujo o circulación son a menudo un componente del modelado de la calidad del agua, porque el transporte masivo es

fundamental para los ciclos de la calidad del agua (USGS s.f.). Los modelos de calidad del agua describen los cambios espaciales y temporales de estos componentes en un cuerpo de agua, y dichos cambios son el resultado de procesos de transporte físico como advección y difusión, y reacciones químicas y biológicas. La representación de estos procesos se realiza a través de modelos matemáticos usando la ecuación de Advección-Difusión; un modelo de calidad del agua tiene tres componentes principales que determinan su estructura: ecuaciones de movimiento, ecuación de transporte y ecuaciones de proceso para reacciones (Somlyddy y Varis 1992; Ribeiro 2014; Loucks y van Beek 2017; Liu 2018).

La modelación de calidad del agua es una herramienta importante para una gestión eficaz del agua, ya que ayuda a la toma de decisiones al proporcionar calidad del agua y permiten probar una variedad de acciones de gestión (Burigato 2019). Los modelos de calidad de agua para ríos se han utilizado desde el desarrollo del modelo clásico de OD y DBO por Streeter y Phelps, en 1925; este modelo representó un hito en la ingeniería del agua y el medio ambiente (Von Sperling 2007).

3.10. CALIBRACIÓN DEL MODELO

El proceso de calibración consiste en el uso de datos previamente medidos u observados del sistema para ejecutar el modelo repetidamente, ajustando los parámetros del modelo por prueba y error (dentro de rangos razonables), hasta que sus predicciones en condiciones similares coincidan con el conjunto de datos medidos u observados, según los objetivos y criterios de rendimiento establecidos. Este proceso se realiza debido a que incluso si los teoremas y principios fundamentales utilizados para construir el modelo describieran el sistema de manera veraz, su desempeño podría desviarse del sistema real debido a los supuestos y simplificaciones inherentes de cada modelo; diferentes enfoques pueden ser utilizados para verificar la precisión del modelo para las condiciones simuladas (Nirmala Khandan 2002; Arnold et al. 2012). Para comprobar que los resultados del proceso de calibración sean óptimos se utilizan las pruebas de bondad de ajuste como el error de raíz cuadrática media o el coeficiente de eficiencia de Nash Sutcliffe, los cuales permiten cuantificar que tan ajustados se encuentran los datos medidos con respecto a los simulados (López 2012; Ritter y Muñoz-Carpena 2013).

3.11. SIMULACIÓN

Según la Guía nacional de Modelación del Recurso Hídrico para Aguas Superficiales Continentales (2018), la simulación consiste en el uso de un modelo calibrado y validado para obtener conocimiento sobre el sistema natural y generar predicciones que puedan ser utilizadas por los tomadores de decisiones, esto se hace generalmente estableciendo escenarios de simulación que permitan analizar el cuerpo en estudio teniendo en cuenta los objetivos propuestos.

3.12. COMPONENTES DE UN MODELO NUMÉRICO

3.12.1. Malla numérica.

La malla numérica se define como un conjunto de celdas creadas por bordes que unen pares de vértices definidos en una discretización; una cuestión clave en el modelado de cuerpos de agua es la selección de los criterios para la discretización de la cuenca en elementos de una malla. Para la configuración de los modelos, el dominio de modelado debe dividirse en cuadrículas para que se puedan resolver las ecuaciones que gobiernan; en este sentido, se necesita la generación de una malla la cual busca la discretización espacial del modelo generado a partir de la geometría. Al elegir una malla numérica en la que resolver ecuaciones diferenciales, es necesario que la malla represente fielmente la geometría del dominio y sea lo suficientemente refinada para mantener los errores de truncamiento numérico en un nivel aceptable (León 2001; EPA 2009; García y Ruiz, 2018). El objetivo básico de la generación de cuadrículas es transformar una geometría compleja en una simple. La transformación del dominio físico al computacional provoca que las ecuaciones que gobiernan típicamente se vuelven más complicadas. Por lo tanto, se intercambia la resolución de ecuaciones en su forma normal en una geometría compleja por la resolución de ecuaciones más complejas en una geometría simple (Cassel 2013).

Las mallas numéricas se pueden clasificar en estructuradas y no estructuradas. Una malla estructurada se define como aquella donde cada elemento de control tiene el mismo número de elementos vecinos, mientras que en una malla no estructurada estos tienen diferentes números de elementos vecinos. La solución de las mallas estructuradas comúnmente se implementa mediante el método de las diferencias finitas, mientras que el

método de los elementos finitos se usa generalmente para las mallas no estructuradas (García et al. 2008).

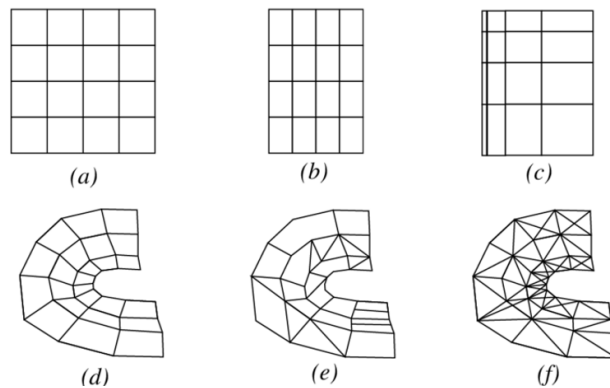


Figura 2. Tipos de mallas. Estructurada: a) cartesiana, b) regular, c) rectilínea, d) curvilínea. e) No estructurada, f) tetraédrica no estructurada. Adaptado de: Yagel, 1996.

3.12.2. Batimetría.

La batimetría hace referencia al levantamiento topográfico del relieve de superficies del terreno cubierto por el agua, sea este el fondo del mar o el fondo de los lechos de los ríos, ciénagas, humedales, lagos, embalses, etc., es decir, la cartografía de los fondos de los diferentes cuerpos de agua. Para la construcción de la batimetría se deben determinar las coordenadas X, Y y Z, esta última corresponde a las profundidades de los cuerpos de agua levantados. De esta manera dependiendo del detalle con el que se lleve a cabo la batimetría, se pueden describir los fondos y el relieve de los cuerpos de agua y todas aquellas anomalías que en ellos puedan existir (IDEAM 2014). La batimetría es un componente fundamental en la modelación hidrodinámica y constituye uno de los datos de entrada para implementar los modelos (Erena 2020).

3.12.3. Condición inicial.

Se necesitan condiciones iniciales y condiciones de frontera para resolver ecuaciones hidrodinámicas y de calidad del agua. Las condiciones iniciales especifican el estado del cuerpo de agua al comienzo de la simulación. Para cualquier simulación numérica dependiente del tiempo, las condiciones iniciales se utilizan para establecer los valores ambientales iniciales al comienzo de la simulación. La evolución del sistema partirá de estas condiciones iniciales, que deberían reflejar el cuerpo de agua real o, al

menos, debería ser una simplificación aceptable del cuerpo de agua real (Zhen-Gang Ji 2017).

3.12.4. Condición de frontera.

La condición de frontera es un valor, función o distribución de una variable o de algunas de sus derivadas espaciales, en un punto, región o volumen del dominio espacial de aplicación para todo el periodo de simulación (Min Ambiente 2018). El valor de las condiciones de frontera no puede obtenerse de las ecuaciones utilizadas para describir los fenómenos físicos, sino que debe insertarse sobre la base de otra información. Un modelo no calcula las condiciones de frontera por sí mismo, pero se ve afectado por ellas. Por ejemplo, la temperatura del aire y la velocidad del viento no se modelan, pero se especifican en el modelo como condiciones de contorno verticales; afectan procesos hidrodinámicos como corrientes, mezcla y transferencia de calor. Diferentes condiciones de frontera pueden conducir a resultados de modelos bastante diferentes (Zhen-Gang Ji 2017).

4. ESTADO DEL ARTE

La calidad del agua se ha visto comprometida por mucho tiempo debido a la contaminación generada, principalmente, por el hombre. El sector agrícola, la producción industrial, la minería, la generación de energía y otras actividades son algunos de los factores que contribuyen a la contaminación de los cuerpos de agua (Hasan et al. 2019). Una de las herramientas más usadas en la actualidad para evaluar la calidad del recurso hídrico son los modelos matemáticos. Los modelos de calidad del agua para ríos se utilizan ampliamente en la investigación, así como en el diseño y evaluación de medidas de gestión de la calidad del agua. La aplicación de modelos matemáticos para ese propósito se remonta a los estudios iniciales de agotamiento de oxígeno debido a la contaminación por desechos orgánicos. Desde entonces, los modelos han sido constantemente refinados y actualizados para resolver problemas nuevos y emergentes de contaminación de aguas superficiales (Rauch et al. 1998). Los modelos de calidad del agua superficial han progresado enormemente al estimar factores únicos de la calidad del agua para representar múltiples impulsores y aspectos de la calidad del agua, desde modelos de estado

estacionario a modelos dinámicos, desde modelos de fuente puntual a modelos que combinan fuentes puntuales y no puntuales, y de modelos de dimensión cero a modelos de una, dos y tres dimensiones (Wang 2011).

Los modelos de calidad del agua de los ríos buscan describir los cambios espaciales y temporales de los componentes de interés. Los componentes o las variables de estado se han incorporado gradualmente en los modelos desde inicios del siglo XX después de la evolución de los problemas de calidad del agua. La complejidad de los modelos cubre una amplia gama, desde el modelo simple de nutrientes Streeter-Phelps (Streeter y Phelps, 1925) al QUAL2K y otros similares (Rauch 1998). Otro aspecto que tienen en cuenta gran cantidad de modelos es la hidrodinámica, esta es el mecanismo impulsor para el transporte de sedimentos, tóxicos y nutrientes y es fundamental para el movimiento de contaminantes a través del medio ambiente. Un modelo hidrodinámico puede proporcionar información crucial como las velocidades del agua y los patrones de circulación, mezcla y dispersión, temperatura del agua y estratificación de la densidad; por lo tanto, es necesario tener una buena comprensión de los procesos hidrodinámicos en un sistema de agua antes de proceder a los estudios de sedimentos, tóxicos y/o calidad del agua (Zhen-Gang Ji 2017). De esta manera, un gran número de sistemas de modelado de agua integran este componente para realizar las simulaciones de calidad del agua.

Algunos modelos importantes de calidad de agua superficial, como los modelos Streeter-Phelps, QUASAR, QUAL, WASP, EFDC, BASINS, MOHID y MIKE, se han utilizado ampliamente para diferentes estudios. Wang et al. (2011), establecieron el modelo de lluvia-escorrentía, el modelo hidrodinámico y el modelo de calidad del agua para las zonas medias y bajas del río Hanshui (China), usando MIKE 11, con la finalidad de estudiar la contaminación del río a partir de la simulación y predicción de parámetros como DQO, DBO, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nitrato, fósforo y oxígeno disuelto (OD). De la misma manera, Lee et al. (2017), implementaron el modelo EFDC para identificar la mejor alternativa para mejorar la calidad del agua del río Galing (Malasia), encontrando así, a través de la simulación, que, si la planta de tratamiento de aguas residuales redujera la carga de contaminante en un 80%, la calidad del agua del río mejoraría en un 80%.

Tradicionalmente se han usado modelos de una dimensión para la modelación de ríos, estos manejan un enfoque que proporciona una descripción matemática simplificada de los ríos, parámetros como la elevación, velocidad y descargas varían solo en la dirección longitudinal (a lo largo del río) y son constantes en la dirección lateral (a través del río) (Ismail y Robescu 2017; Yi et al. 2017; Rodríguez 2020). Sin embargo, en la actualidad se hace cada vez más usual el uso de modelos bidimensionales (2D) o tridimensionales (3D). Estos son necesarios cuando se desean evaluar no solo cambios espaciales sino también temporales en los cuerpos de agua (Chang et al. 2015; Kim et al. 2017), de la misma forma, cuando la variación lateral (o estratificación vertical) es una característica importante del río, se implementan modelos 2D (Shen 2006) o para ríos grandes, especialmente para ríos que desembocan directamente en estuarios, es posible que se necesiten modelos 3D para describir los procesos fluviales con precisión (Kwan et al. 2011; Sandbach et al. 2018).

La modelación de la calidad del agua también se ha usado como instrumento para el análisis de la capacidad de asimilación diferentes cuerpos de agua. Dehghani et al. (2020), eligieron un sistema río-embalse con una fuente de contaminación controlable y se consideró un modelo unidimensional de transporte de contaminantes para calcular la capacidad de asimilación (CA) del río. Por otro lado, la investigación de Hashemi et al. (2017) se centró en las concentraciones de contaminantes y también en la distancia en que los contaminantes están en contacto con el agua del río como funciones objetivas para determinar dos características principales necesarias para la gestión de la calidad del agua en el río, las cuales son la capacidad de asimilación y flujo de dilución; los resultados indicaron que la variación del caudal del río en diferentes temporadas puede modificar la capacidad de asimilación hasta en un 97%. En estas dos investigaciones se usaron métodos particulares para la evaluación de la capacidad de asimilación, sin embargo, los métodos más comunes para el análisis de esta incluyen el monitoreo continuo de los cuerpos de agua (Denkenberger 2007; Gedam et al. 2012) y la simulación de escenarios en los que se sobrepasen límites de calidad de agua específicos (Alean 2009; Farhadian et al. 2015; Novo 2017; Villota 2019).

En Colombia también se han realizados diversos estudios de calidad del agua a través de la implementación de modelos matemáticos. Torres-Bejarano et al. (2015), simularon el transporte de los contaminantes provenientes de los efluentes del corredor industrial de Barranquilla con el modelo ANAITE 2D, para realizar estudios de dispersión y destino de contaminantes en el río Magdalena, los resultados revelan una condición hidrológica alterada por la cargada actividad humana e industrial, y la descarga de aguas residuales, pero a su vez una alta capacidad de asimilación y mezcla del río. Pérez (2015) realizó un estudio de modelación de calidad del agua del río Azul (Quindío), utilizando el software QUAL2K con el fin de determinar su capacidad de autodepuración e identificar los impactos en el uso y calidad del agua que generan los vertimientos de agua residual en las fuentes receptoras. Rubio et al. (2017) también implementaron el modelo QUAL2K para determinar las condiciones de asimilación del vertimiento de la PTAR del municipio de Tenjo – Cundinamarca en la quebrada Churuguaco, a partir de los resultados obtenidos de la modelación concluyeron que los límites normativos definidos en la Resolución 631 de 2015, permiten que la capacidad de asimilación de la quebrada sea mayor (debido a la reducción de la carga contaminante), por lo que su cumplimiento es clave para la conservación del recurso hídrico. Por otro lado, Hernández y Martínez (2016), implementaron el modelo matemático bidimensional EFDC Explorer para modelar la ciénaga Mesolandia y sus vertimientos (Atlántico), definiendo la hidrodinámica y la calidad del agua del cuerpo acuático, así mismo se establecieron el comportamiento de los contaminantes a través de la interpretación y análisis de los resultados que fueron simulados durante quince (15) días, y concluyeron que la ciénaga no es capaz de asimilar todos sus vertimientos.

La Universidad Nacional de Colombia realizó en 2010 la modelación dinámica de la calidad del agua del río Bogotá como parte del proyecto desarrollado en la cuenca de dicho río liderado por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá ESP. Los escenarios que fueron simulados en la Cuenca Alta y Media han demostrado la baja capacidad de asimilación de carga contaminante del río Bogotá, lo que demostró que se debe implementar el máximo tratamiento posible y factible a todos los vertimientos de aguas residuales industriales y municipales efectuados sobre el río y sus afluentes. En la investigación realizada por Barbosa (2013), cuya zona de estudio es el embalse Muña

ubicado al final de la cuenca media del río Bogotá, se implementaron los softwares COHERENS, MOHID y LAKE2K para modelar el comportamiento hidrodinámico y de calidad del agua en el embalse, y se concluyó a partir del análisis de los resultados que los dos primeros modelos muestra claramente la influencia del viento en la hidrodinámica general del embalse y se encontró que el embalse Muña está en capacidad de asimilar una fracción alta de carga contaminante del río Bogotá.

Para el caso del río Sinú, son pocos los estudios de modelación que se han podido realizar en la cuenca del río. Arroyavé et al. (2013), realizaron una modelación de la calidad del agua del río Sinú utilizando QUAL2KW. En el estudio se pudieron establecer condiciones iniciales del modelo QUAL2KW para el río como el tamaño de la malla espacial, tamaño de intervalo de cálculo, entre otros, sin embargo, el modelo no pudo ser calibrado para el río Sinú debido a que no hubo información de campo suficiente para alimentar al modelo; lo que demuestra que una parte fundamental para los estudios de modelación son las campañas de monitoreo y obtención de datos reales, de tal manera que se pueda realizar una representación detallada y cercana a la realidad del cuerpo que se desea estudiar. Feria et al. (2016), realizaron simulaciones de calidad de aguas, utilizando el modelo de Streeter y Phelps para definir las tasas de desoxigenación y aireación para el río Sinú; para esto tomaron datos históricos de 8 años de seguimiento (2000 a 2007) de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Oxígeno Disuelto (OD), Temperatura y Caudal en 10 estaciones ubicadas a lo largo de la corriente. Con los resultados de coeficientes de desoxigenación y reaireación obtenidos pudieron concluir que el río Sinú presenta características típicas de corrientes con bajos niveles de contaminación orgánica y con una alta capacidad de autopurificación. Sin embargo, recomendaron que es necesario controlar las descargas de aguas contaminadas de origen antrópico, como las de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, en función de la capacidad depuradora de la corriente.

En 2004 la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS) publicó el Diagnóstico Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Sinú el cual indica que, aunque las condiciones naturales han cambiado producto de la acción antrópica, la capacidad de autopurificación del río Sinú es suficiente para recuperar

niveles de calidad aceptables para la biota, sin embargo, debido al acelerado crecimiento económico y demográfico que tiene la población, es necesario realizar estudios más actuales sobre la dinámica que tienen los vertimientos de aguas residuales en el río.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1.DESCRIPCIÓN ZONA DE ESTUDIO

El río Sinú es el tercer río más importante del país en la vertiente del Caribe colombiano después de los ríos Magdalena y Cauca. Este río nace en el municipio de Ituango departamento de Antioquia en el Nudo de Paramillo, y desemboca en el mar Caribe, en la zona del delta de Tinajones localizada en San Bernardo del Viento, Córdoba. Posee una extensión de 437.97 km y alrededor de 13 952 km² de cuenca (CVS 2004).

En su recorrido por el departamento de Córdoba, el Sinú irriga 16 municipios, los cuales derivan su economía de las bondades de este. Entre estos, se encuentra la capital del departamento, la ciudad de Montería. El río Sinú atraviesa a Montería en su cuenca media, en donde se torna meándrico y divagante con una llanura aluvial compuesta por abanicos y llanuras de inundación, con una temperatura promedio de 27.17 °C (Valbuena 2017).

El tramo seleccionado del río Sinú para este estudio cuenta con una extensión de aproximadamente 11.056 km, se encuentra ubicado en la ciudad de Montería, y comprende el trayecto desde Sierra Chiquita (8°44'11.16"N y 75°54'35.08"O), hasta la Universidad de Córdoba (8°47'27.08"N y 75°51'47.10"O), como se muestra en la **Figura 3**. El río Sinú a lo largo del tramo de estudio, recibe continuas descargas de aguas residuales domésticas de personas que viven a sus orillas, en su mayoría sin ser autorizadas por la autoridad ambiental competente. También, recibe vertidos de otras actividades que se llevan a cabo de manera informal (lavado de vehículos, entre otras) y vertimientos legales (PTAR Nororiental y PTAR Los Campanos).

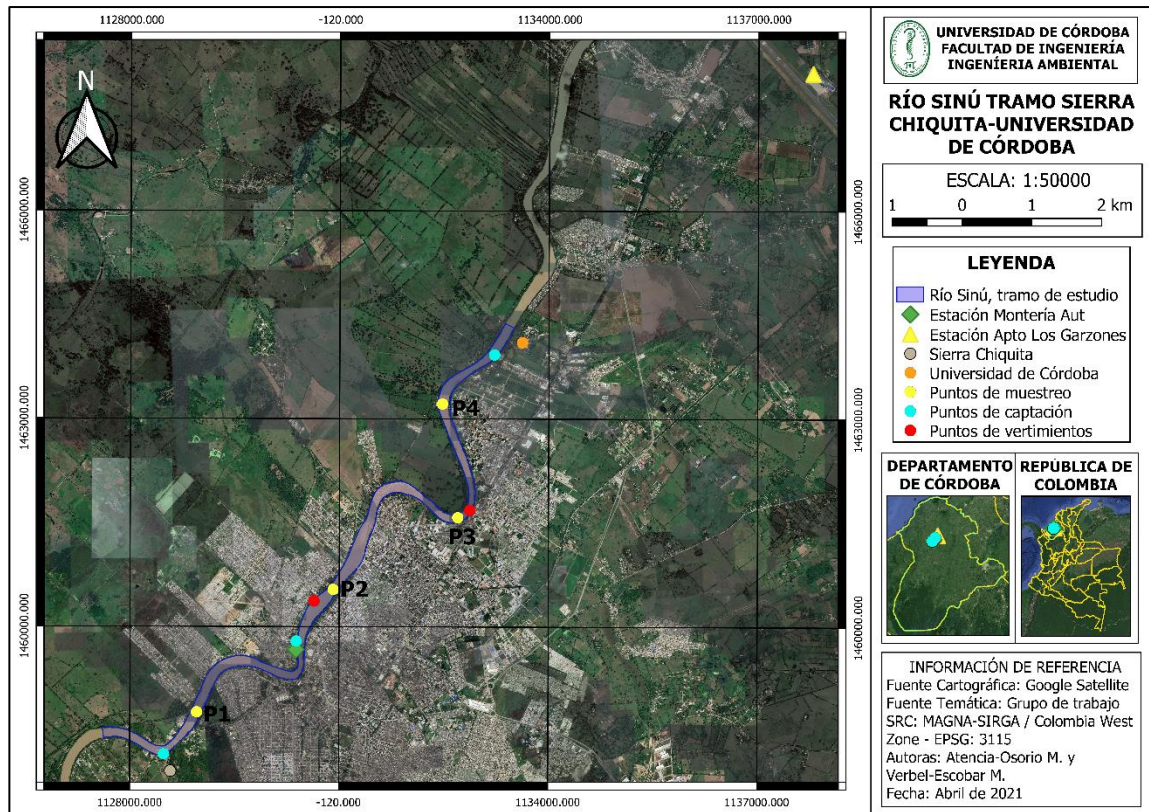


Figura 3. Localización tramo de estudio.

5.2. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN

Se realizó una identificación, revisión, organización y clasificación de información derivada de insumos e instrumentos de planificación, administración, evaluación y seguimiento del recurso hídrico existentes que incluían el cuerpo de agua objeto de estudio. Dicha información se solicitó a entidades nacionales como el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y regionales como la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS)- Asimismo, se obtuvo información a partir de datos de diferentes periodos recopilados en las salidas de campo al río Sinú de la materia Control y Contaminación del Agua (CCA) del programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba.

5.2.1. Información solicitada.

Se descargó de la página del Sistema de Información para la Gestión de Datos de Hidrología y Meteorología (DHIME) del IDEAM información de variables

hidrodinámicas y climáticas (caudales, niveles, precipitación, radiación solar, temperatura del aire, velocidad y dirección del viento y humedad relativa), de las siguientes estaciones:

- Estación Montería - Aut [13067020, Hidrológica]: 8°45'05.8"N -75°53'32.7"W.
- Estación Aeropuerto Los Garzones [13035501, Meteorológica]: 8°49'33.0"N - 75°49'30.5"W.

Además, se exoró a la CVS información sobre los puntos de captación (caudales otorgados) y los puntos de vertimientos (caudales y caracterización fisicoquímica) pertenecientes al tramo de estudio.

5.2.2. Campañas de medición y monitoreo.

Se realizaron tomas de muestras de agua en el río durante cuatro campañas de monitoreo en el año 2019 (18 de marzo, 18 de julio, 25 de septiembre y 31 de octubre), en 4 puntos designados a lo largo del tramo de estudio (**Figura 3**) con la intención de obtener series de tiempo de datos de calidad de agua medidos en el río y poder llevar a cabo la calibración y validación del modelo. Cada punto se definió conforme a los criterios para la ubicación de sitios de muestreo en cuerpos de agua superficiales del IDEAM (2002) y fueron debidamente georreferenciados con un GPSmap 60CSx marca Garmin. Se determinaron parámetros fisicoquímicos en campo como: temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD), mediante una Sonda Multiparamétrica (HI 9829) marca HANNA; mientras que se tomaron muestras de agua teniendo en cuenta las técnicas generales de muestreo y preservación de muestras de la NTC-ISO 5667 para el análisis en laboratorio de nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (NH₃-N), fosfatos (PO₄), demanda química de oxígeno (DQO), Sólidos suspendidos totales (SST) y Coliformes fecales (CF).

Por otro lado, se realizó una campaña batimétrica en mayo de 2019 donde se tomaron datos de profundidad a lo largo del tramo de estudio, mediante una GPS/Ecosonda Garmin echoMAP 73sv-; los datos obtenidos en la campaña fueron utilizados para elaborar la batimetría del río.

5.2.3. Análisis de muestras

Los parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos, fueron determinados a través del laboratorio de aguas de la Universidad de Córdoba, quien realiza los procedimientos siguiendo los métodos propuestos en Standard Methods (**Tabla 1**).

Tabla 1. Métodos utilizados por el laboratorio.

Parámetro	Método
Nitrógeno total	SM 4500-NorgB; 4500-NH3 C
Nitrógeno amoniacal	SM 4500-NH3 B; SM 4500-NH3 C
Fosfatos	SM 4500-P E
DQO	SM 5220 C
Sólidos suspendidos totales	SM 2540 D
Coliformes fecales	Método del Número más Probable (NMP)

5.3. ADAPTACIÓN DEL MODELO AL TRAMO DE ESTUDIO

Para configurar el modelo a las condiciones del tramo de estudio, se generó una cuadrícula o malla numérica de este (**Figura 5**), en la que se procesó la batimetría, y se incluyeron las condiciones iniciales y de contorno, a fin de realizar una simulación de la hidrodinámica y de la calidad del agua más aceptada. Posteriormente, se calibró y validó el modelo, con miras a obtener resultados más confiables. El periodo de simulación fue del 28 de febrero al 31 de octubre de 2019. El flujograma detallado de la implementación del modelo numérico en el EFDC se muestra en el **Anexo 1**.

5.3.1. Descripción del modelo EFDC Explorer.

Desarrollado inicialmente en el Instituto de Ciencias Marinas de Virginia (VIMS) y posteriormente patrocinado por la Agencia de protección ambiental de Estados Unidos (US EPA) y el Programa Sea Grant de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica, el Código de dinámica de fluidos ambiental –EFDC (Environmental Fluid Dynamics Code) es un sistema de modelado de aguas superficiales multifuncional, que se puede utilizar para simular sistemas acuáticos en una, dos y tres dimensiones e incluye componentes hidrodinámicos, contaminantes de sedimentos y eutrofización. También, puede simular el agua y el transporte de constituyentes de la calidad del agua en cuerpos de agua geométrica y dinámicamente complejos, como ríos, estuarios estratificados, lagos

y mares costeros. Resuelve las ecuaciones de movimiento (verticalmente hidrostáticas) y de superficie libre, junto con las ecuaciones de continuidad y de balance de masa, es decir, con módulos acoplados de hidrodinámica, salinidad, temperatura, sedimentos y transporte de contaminantes. Además, permite secar y humedecer en áreas poco profundas mediante un esquema de conservación masiva (Torres-Bejarano et al. 2016; EPA 2020).

El EFDC ha evolucionado durante las últimas dos décadas hasta convertirse en uno de los modelos hidrodinámicos más ampliamente utilizados y técnicamente defendibles del mundo. Se ha aplicado a más de 100 cuerpos de agua, incluidos ríos, lagos, embalses, humedales, estuarios y regiones oceánicas costeras en apoyo de la evaluación y gestión ambiental y los requisitos reglamentarios (EPA 2020).

5.3.1.1. Módulo de hidrodinámica.

EFDC Explorer aplica la modelación hidrodinámica en base a las ecuaciones de movimiento turbulento y utilizando la aproximación de Boussinesq para la densidad variable (la densidad variable es un análisis estrictamente obligatorio al tratar las ecuaciones para flujos compresibles), que resulta en las ecuaciones de movimiento [3] y [4], la ecuación de continuidad [5].y las ecuaciones de transporte para la salinidad y la temperatura [7] y [8], resultas integradamente en 2D y 3D (Hernández y Martínez 2016; Villota 2019).

Ecuaciones de movimiento:

$$\frac{\partial(mHu)}{\partial t} + \frac{\partial(m_yHu)}{\partial x} + \frac{\partial(m_xHv)}{\partial y} + \frac{\partial(mwu)}{\partial z} - \left(mf + v \frac{\partial m_y}{\partial x} - u \frac{\partial m_x}{\partial y} \right) = -m_y H \frac{\partial(g\zeta + \rho)}{\partial x} - m_x \left(\frac{\partial h}{\partial y} - z \frac{\partial H}{\partial y} \right) \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_v \frac{\partial u}{\partial z} \right) + Q_u \quad [3]$$

$$\frac{\partial(mHv)}{\partial t} + \frac{\partial(m_yHuv)}{\partial x} + \frac{\partial(m_xHvv)}{\partial y} + \frac{\partial(mwv)}{\partial z} - \left(mf + v \frac{\partial m_y}{\partial x} - u \frac{\partial m_x}{\partial y} \right) = -m_x H \frac{\partial(g\zeta + \rho)}{\partial y} - m_x \left(\frac{\partial h}{\partial y} - z \frac{\partial H}{\partial y} \right) \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_v \frac{\partial v}{\partial z} \right) + Q_v \quad [4]$$

En las ecuaciones [3] y [4], el primer término de izquierda a derecha representa la razón del cambio de la velocidad con respecto al tiempo; los tres siguientes son los componentes advectivos y representan el movimiento del fluido debido a las fuerzas

inerciales; el que sigue es la aceleración de Coriolis en la curvatura y sobre las tensiones tangenciales del fondo, representada a través de la variación de la superficie libre; el que está inmediatamente después del signo igual es la fuerza de presión, representada a través de la variación de la superficie libre, y los dos siguientes, los esfuerzos viscosos que dan origen a la turbulencia dentro del flujo.

Ecuación de continuidad.

$$\frac{\partial(m\zeta)}{\partial t} + \frac{\partial(m_y Hu)}{\partial x} + \frac{\partial(m_x Hv)}{\partial y} + \frac{\partial(mw)}{\partial z} = 0 \quad [5]$$

Ecuación de estado

En caso de que la densidad del agua este en función de la temperatura y la salinidad, la ecuación de estado según la UNESCO es (Dynamic Solutions-international 2017; citado en Villota 2019):

$$\begin{aligned} \rho = & 999.842594 + 6.793952 * 10^{-2}T - 9.095290 * 10^{-3}T^2 + 1.001685 * 10^{-4}T^3 - \\ & 1.120083 * 10^{-6}T^4 + 6.536332 * 10^{-9}T^5 + (0.824493 - 4.0899 * 10^{-3}T + \\ & 7.6438 * 10^{-5}T^2 - 8.2467 * 10^{-7}T^3 + 5.3875 * 10^{-9}T^4)S + (-5.72466 * 10^{-3} + \\ & 1.0227 * 10^{-4}T - 1.6546 * 10^{-6}T^2)S^{1.5} + 4.8314 * 10^{-4} S^2 \end{aligned} \quad [6]$$

Ecuación de transporte para la temperatura.

$$\frac{\partial(mHT)}{\partial t} + \frac{\partial(m_y HuT)}{\partial x} + \frac{\partial(m_x HvT)}{\partial y} + \frac{\partial(mwT)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_b \frac{\partial T}{\partial z} \right) + Q_T \quad [7]$$

Ecuación de transporte para la salinidad.

$$\frac{\partial(mHS)}{\partial t} + \frac{\partial(m_y HuS)}{\partial x} + \frac{\partial(m_x HvS)}{\partial y} + \frac{\partial(mwS)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_b \frac{\partial S}{\partial z} \right) + Q_S \quad [8]$$

Ecuación transporte de sólidos suspendidos.

El procedimiento general sigue el de la ecuación de transporte de salinidad.

$$\frac{\partial(mHSs)}{\partial t} + \frac{\partial(m_y HuSS)}{\partial x} + \frac{\partial(m_x HvSS)}{\partial y} + \frac{\partial(mwSS)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_b \frac{\partial SS}{\partial z} \right) + Q_{SS} \quad [9]$$

Donde:

u, v: componentes de la velocidad horizontal (m/s)

x, y: coordenadas ortogonales (m)

m_x, m_y: raíces cuadradas de los componentes diagonales (m)

m = m_xm_y: raíz Jacobiana o Raíz Cuadrada (m²)

H = h + ζ: profundidad total (m)

p: presión física en exceso de la densidad referencial (m²/s²)

f: parámetro de Coriolis (L/s)

A_v: turbulencia vertical o Viscosidad de Eddy (m²/s)

Q_u, Q_v: términos de movimiento afluente-efluente (kg/m³)

ρ: densidad (kg/m³)

T: temperatura (°C)

S: salinidad (ppt)

SS: solidos suspendidos (mg/L)

A_b: turbulencia vertical difusa (m²/s)

Q: difusión con la intensidad turbulenta

t: tiempo (s)

b: flotabilidad (Adimensional)

A_u: difusión vertical (m²/s)

Q_S, Q_T: difusión de escala horizontal de la sub malla, las fuentes y sumideros termales.

5.3.1.2. Módulo de calidad del agua.

La estructura de la calidad del agua que maneja el modelo EFDC Explorer, se compone principalmente de las reacciones que ocurren en el agua mediante los ciclos orgánicos e inorgánicos, tales como el nitrógeno, DQO, fosforo y algas. Así mismo, interpreta de manera eficaz la diagénesis que ocurre en los procesos de sedimentos. Los componentes orgánicos y el oxígeno disuelto son los patrones químicos que intervienen directa e indirectamente en los demás parámetros analizados, que a su vez están en función de procesos físicos que pueden ayudar a la reaireación de los sistemas (Hernández y Martínez 2016). En esta investigación se hará énfasis en las variables de fosfatos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto y coliformes fecales. No obstante, en la **Figura 4** se pueden observar todas las variables que integran la estructura de calidad del agua.

La ecuación gobernante del balance de masa para dar solución a las diferentes variables de estado de calidad del agua en el modelo EFDC Explorer, se muestra en la ecuación [10].

$$\frac{\partial(m_x m_y H C)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(m_y H u C) + \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v C) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w C) = \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{m_y H A_x \partial C}{m_x \partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{m_x H A_y \partial C}{m_y \partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(m_x m_y \frac{A_z \partial C}{H \partial z}\right) + m_x m_y H S_c \quad [10]$$

Donde:

C: concentración de la variable en la calidad del agua.

u, v, w: componentes de las velocidades en las direcciones sigma x,y,z.

A_x, A_y, A_z: difusiones turbulentas en las direcciones x,y,z.

S_c: fuentes y sumideros internos y externos por unidad de volumen.

H: profundidad columna de agua.

m_xm_y: factores de escala de coordenadas curvilíneas horizontales.

Los últimos tres términos del lado izquierdo de la ecuación [10] representan el transporte advectivo; los tres primeros términos del lado derecho el transporte difusivo, y el último término representa los procesos cinéticos y las cargas externas para cada una de las variables de estado.

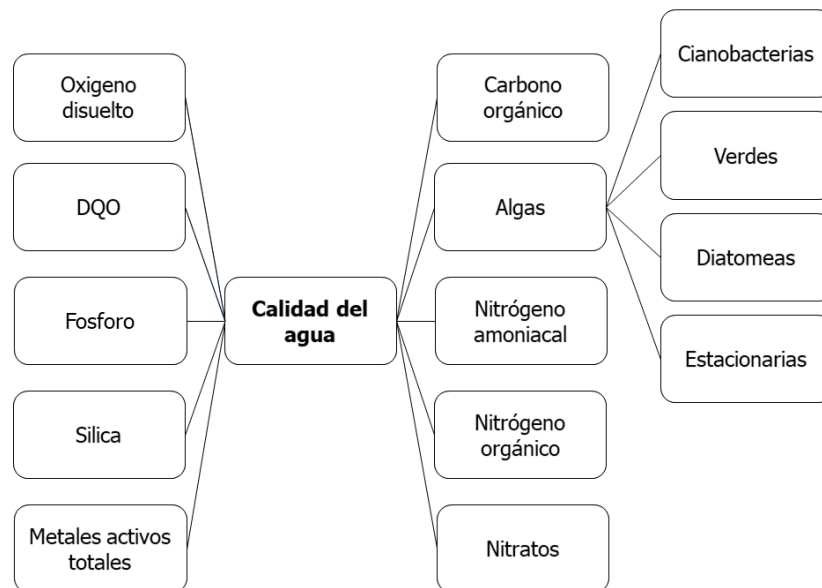


Figura 4. Estructura de la calidad del agua EFDC Explorer.

Elaboración propia, 2021.

Las ecuaciones cinéticas para cada una de las variables de estado que serán estudiadas en esta investigación, se muestran continuación:

Ecuación del fosfato en fase acuosa.

$$\frac{\partial}{\partial t}(\text{PO}_{4\text{P}} + \text{PO}_{4\text{d}}) = \sum_{x=\text{c.d.g.m}}(\text{FPI}_x \text{BM}_x + \text{FPIP}_x \text{PR}_x - \text{P}_x) \text{APC}_x \text{B}_x + \text{K}_{\text{DOP}} \text{DOP} + \frac{\partial}{\partial z}(\text{WS}_{\text{SST}} + \text{PO}_{4\text{p}}) + \frac{\text{BFPO}_{4\text{d}}}{\Delta z} + \frac{\text{WPO}_{4\text{p}}}{V} + \frac{\text{WPO}_{4\text{d}}}{V} \quad [11]$$

Donde:

PO_{4P} + PO_{4d}: es igual al fosfato total (PO_{4t}) en g/m³.

PO_{4d}: es el fosfato disuelto en g/m³.

PO_{4p}: corresponde a partículas de fosfato en g/m³.

FPI: fracción de fósforo metabolizado por el grupo de algas *x* producido como fósforo inorgánico (adimensional).

BM: tasa del metabolismo basal del grupo de algas *x* (d⁻¹).

FPIP: es la fracción de fósforo producido como fósforo inorgánico (adimensional).

PR_x: tasa de precipitación del grupo de algas (d⁻¹).

P_x: tasa de producción del grupo de algas (d⁻¹).

APC: proporción media de fósforo-carbono para todos los grupos de algas (g).

B: biomasa del grupo de algas (g/m³).

K_{DOP}: tasa de mineralización de fósforo orgánico disuelto (d⁻¹).

DOP: concentración de fosforo orgánico disuelto (g/m³).

WS_{SST}: velocidad de sedimentación del sólido suspendido (m/d), proporcionada por el modelo hidrodinámico.

BFPO_{4d}: flujo de intercambio de fosfato sedimentos-agua (g/m•d).

WPO_{4t}: cargas externas de fosfato total (g/día).

V: volumen de la celda (m³).

Ecuación del nitrógeno amoniacal.

$$\frac{\partial \text{NH}_4}{\partial t} = \sum_{x=\text{c.d.g.m}}(\text{FNI}_x \text{BM}_x + \text{FNIP}_x \text{PR}_x - \text{PN}_x \text{P}_x) \text{ANC}_x \text{B}_x + \text{K}_{\text{DON}} \text{DON} - \text{K}_{\text{Nit}} \text{NH}_4 + \frac{\text{BFNH}_4}{\Delta z} + \frac{\text{WNH}_4}{V} \quad [12]$$

Donde:

FNI: es la fracción de nitrógeno metabolizado por algas producidos como nitrógeno inorgánico (Adimensional).

FNIP: fracción de nitrógeno producido y despojado como nitrógeno inorgánico (Adimensional).

PN_x: preferencia de captación de amonio por algas (Adimensional).

ANC_x: constante de relación nitrógeno-carbono en el grupo de algas x (g de N y C).

K_{DON}: tasa de mineralización de nitrógeno orgánico disuelto (d⁻¹).

DON: concentración de nitrógeno orgánico disuelto (g/m).

BFNH₄: intercambio de flujo de amonio agua - sedimentos (g/m²d), aplicada solo a la parte inferior de la capa.

WNH₄: cargas externas de amonio (g/d⁻¹)

K_{Nit}: tasa de nitrificación (d⁻¹).

Ecuación de la demanda química de oxígeno.

$$\frac{\partial DQO}{\partial t} = - \left(\frac{OD}{KH_{DQO}} \right) K_{DQO} DQO + \frac{BFDQO}{\Delta z} + \frac{WDQO}{V} \quad [13]$$

Donde:

DQO: concentración de la demanda química de oxígeno (g/m³).

KH_{DQO}: constante de media de saturación del oxígeno disuelto requerida para la oxidación de demanda química de oxígeno (g/m³).

OD: concentración de oxígeno disuelto (g/m³).

K_{DQO}: tasa de oxidación de la demanda química de oxígeno (d⁻¹).

BFDQO: flujo de sedimentos de la demanda química de oxígeno (g/m•d), aplicada solo a la capa de fondo.

WDQO: cargas externas de demanda química de oxígeno (g/d).

Se usa una función exponencial para describir el efecto de la temperatura sobre la tasa de oxidación de la demanda química de oxígeno.

$$K_{DQO} = K_{CD} \cdot e^{KT_{DQO}(T-TR_{DQO})}$$

Donde:

K_{CD}: tasa de oxidación de la DQO (d⁻¹).

KT_{DQO}: efecto de la temperatura en la DQO (°C⁻¹).

TR_{DQO}: temperatura de referencia para la DQO (°C).

Ecuación cinética del oxígeno disuelto.

$$\begin{aligned} \frac{\partial OD}{\partial t} = & \sum_{x=c,d,g,m} \left((1 + 0.3(1 - PN_x)) P_x - (1 - FCD_x) \left(\frac{OD}{K_{HR_x} + OD} \right) BM_x \right) + \\ & AOCR(B) - (AONT)(K_{Nit})(NH_4) - AOCR(K_{HR})(DOC) - \left(\frac{OD}{K_{HDQO} + OD} \right) + \\ & K_{DQO}(DQO) + K_R(OD_s - DO) \end{aligned} \quad [14]$$

Donde:

FCD_x: fracción del metabolismo basal (Adimensional).

KHR_x: constante media de saturación de oxígeno disuelto de algas (g/m³).

BM_x: tasa de metabolismo basal de algas (d⁻¹).

AOCR: relación oxígeno disuelto-carbono en la respiración (g).

B: biomasa de algas (g/m³).

AONT: masa de oxígeno disuelto consumido por unidad de masa de nitrógeno de amonio nitrificado (g).

NH₄: concentración de nitrógeno amoniacal (g/m³).

K_{HR}: tasa de respiración heterotrófica de carbono orgánico disuelto (d⁻¹).

DOC: Concentración de carbono orgánico disuelto (g/m³).

KH_{DQO}: Saturación constante del medio de oxígeno disuelto requerido para la oxidación de DQO (g/m³).

K_H: coeficiente de aireación (d⁻¹).

OD_s: concentración saturada de oxígeno disuelto (g/m³).

SOD: demanda de oxígeno del sedimento (g/m²*día).

WOD: cargas externas de oxígeno (g/d).

Ecuación de coliformes fecales.

$$\frac{\partial \text{CFB}}{\partial t} = \text{KCFB} \cdot \text{TCFB}^{(T-20)} \cdot \text{CFB} + \frac{\text{WCFB}}{V} \quad [15]$$

Donde:

CFB: concentración de bacterias (NMP•100ml).

KCFB: velocidad de primer orden de mortandad a 20 °C (d⁻¹).

TCFB: Efecto de la temperatura sobre la descomposición de bacterias (°C⁻¹).

WCFB: Cargas externas de bacterias de Coliformes Fecales (NMP•100ml•m³•d⁻¹)

5.3.2. Esquema de modelación.

Se construyó una malla estructurada en un sistema curvilíneo y ortogonal para fines de discretización espacial del modelo, con un total de 6 filas, 360 columnas y 2160 celdas cuyo espaciamiento varían en dX de 10.240 m a 58.317 m y en dY de 8.935 m a 47.039 m, puesto que presentó los mejores tiempos computacionales y una mayor estabilidad durante los cálculos del modelo (**Figura 5**).

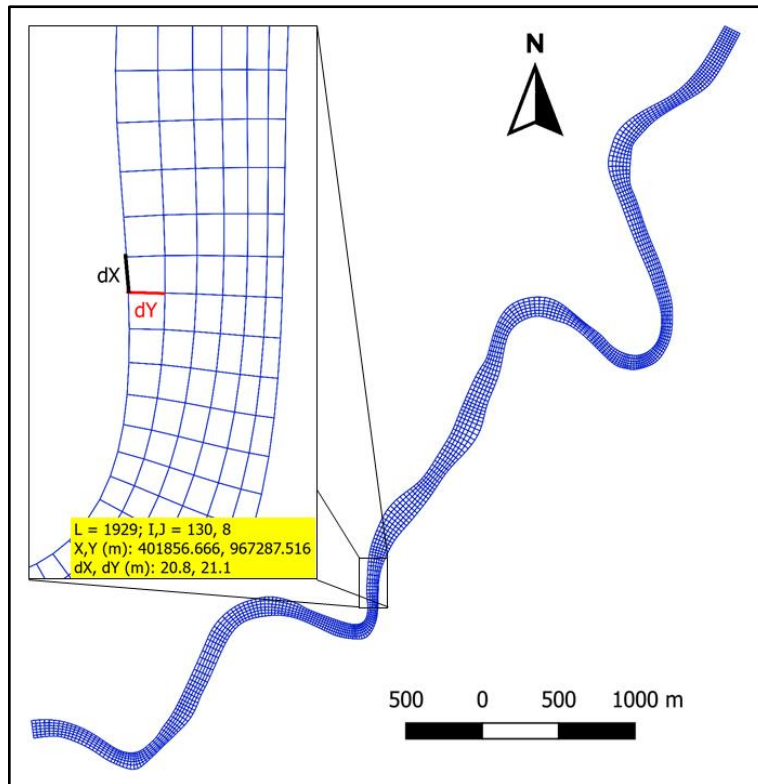


Figura 5. Malla numérica utilizada

5.3.3. Módulo de hidrodinámica.

El modelo EFDC Explorer, por defecto siempre tiene activado el módulo de Hidrodinámica.

5.3.3.1. Condiciones iniciales y de contorno.

Las profundidades absolutas obtenidas durante la campaña batimétrica fueron transformadas a elevaciones del fondo del río utilizando el nivel de la superficie libre del agua de ese día, obtenido de la estación hidrológica Montería - Aut [13067020] del IDEAM. Los datos meteorológicos (radiación solar, temperatura del aire, velocidad y dirección del viento, precipitación, evaporación y humedad relativa) fueron aportados por la estación meteorológica Aeropuerto Los Garzones [13035501] del IDEAM. El nivel inicial del agua se estableció con base en el nivel reportado por la estación Montería - Aut para el día de inicio de la simulación (28 febrero de 2019). De esta misma estación, también se obtuvieron los caudales del río ingresados en una serie de tiempo diaria que abarco todo el periodo de simulación. Los caudales de los vertimientos y las captaciones fueron suministrados por la CVS.

Se definieron como fronteras tipo Dirichlet (se especifica el valor de la solución que necesita la frontera del dominio), a los flujos de entrada referidos al caudal aguas arriba del río Sinú y los caudales de los vertimientos; y, a los flujos de salida aludidos a los caudales de captación. Además, se estableció una salida de flujo libre hacia el este, como una frontera tipo Neumann (no se especifica el valor en la frontera).

5.3.3.2. Calibración del modelo hidrodinámico.

La hidrodinámica del modelo se calibró ajustando gradualmente los valores de los niveles iniciales del agua, y comparando los niveles del agua simulados con los datos de niveles del agua medidos en el río expresados en forma de serie de tiempo obtenidos de la estación Montería - Aut durante el periodo de simulación.

5.3.4. Modelación de la calidad del agua

Una vez calibrado la hidrodinámica en el río Sinú se procedió a implementar el modelo de calidad del agua, para ello fue necesario activar los módulos de calidad del agua, temperatura y sedimentos.

5.3.4.1. Condiciones iniciales y de contorno.

Las concentraciones iniciales para cada parámetro, fueron tomadas a partir de las mediciones en campo. Por otra parte, se utilizaron las concentraciones de los parámetros en P1 (**Figura 3**), como condiciones en el flujo de entrada del caudal aguas arriba del río Sinú y las concentraciones de los parámetros en P4 (**Figura 3**), como condiciones del flujo libre de salida, aguas abajo. También, se definieron las concentraciones de cada uno de los parámetros descargados en los vertimientos de acuerdo a la información suministrada por la CVS

5.3.4.2. Calibración del modelo de calidad del agua.

El modelo de calidad del agua fue calibrado a partir de series de tiempo generadas para cada uno de los parámetros fisicoquímicos y biológicos analizados en P2 (**Figura 3**), durante las cuatro campañas de medición. A lo largo del proceso de calibración, se ajustaron gradualmente coeficientes y tasas de las reacciones químicas que gobiernan el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos y biológicos.

5.3.4.3. Validación del modelo.

Una vez calibrado el modelo, se procedió a realizar la validación, la cual consistió en obtener una serie de tiempo adicional (de lo simulado en el modelo), que se pudiera comparar con los datos de calidad del agua medidos en P3 (**Figura 3**), de esta manera se verificó si los resultados obtenidos para este punto durante la simulación concordaban con los medidos.

5.3.5. Pruebas de bondad de ajuste.

Con el fin de comprobar el ajuste de los datos simulados por el modelo con relación a los medidos en campo, se aplicó el error de raíz cuadrática media –RMSE (The Root Mean Square), para medir la cantidad de error que hay entre los dos conjuntos de datos. El RMSE va de 0 a ∞ , donde un valor igual a 0 indica un ajuste perfecto (Ritter y Muñoz-Carpena 2013). A continuación, se describe la ecuación:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - p_i)^2}{N}} \quad [16]$$

Donde, O_i y p_i representan la muestra (de tamaño N) que contiene a los datos medidos y simulados, respectivamente, para la celda i . En la **Tabla 2** se pueden apreciar los criterios de evaluación para el RMSE.

Tabla 2. Criterios para la evaluación del RMSE.

Tomado de: Ritter y Muñoz-Carpena (2013).

Clasificación	Criterios
Muy bueno	$SD \geq 3.2RMSE$
Bueno	$2.2RMSE \leq SD < 3.2RMSE$
Aceptable	$1.2RMSE \leq SD < 2.2RMSE$
Insatisfactorio	$SD < 1.2RMSE$

SD, es la desviación estándar de los datos medidos.

5.4. PRONÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA

5.4.1. Diseño de escenarios de modelación

Teniendo en cuenta lo establecido en la Guía nacional de modelación del recurso hídrico para aguas superficiales continentales, se plantearon los escenarios consignados en la **Tabla 3**, donde se modificaron las características de las aportaciones al río Sinú en

el tramo de estudio, con el fin de estimar en qué condiciones, este no sería capaz de asimilar los contaminantes.

Tabla 3. Escenarios de simulación aplicados en el río Sinú

Esc	Descripción	Río		Vertimientos	
		Q (%)	Q (%)	Concentraciones (%)	
				OD	F.Q.
EA	Estado actual de los vertimientos y flujos del río Sinú.			No aplica	
E1	Modificación en las concentraciones de los vertimientos.	SC	SC	↓80	↑400
E2	Disminución del caudal del río.	↓50	SC	SC	SC
E3	Disminución del caudal del río y modificación de las concentraciones de los vertimientos.	↓50	SC	↓80	↑400
E4	Disminución del caudal del río y aumento de los caudales de los vertimientos.	↓50	↑400	SC	SC
E5	Disminución del caudal del río; aumento de los caudales y	↓50	↑200	↓66.67	↑200
E6	modificación de las concentraciones de los vertimientos.	↓50	↑400	↓80	↑400

Esc: Escenario; SC: Sin cambio; Q: Caudal; F.Q.: T, DQO, NH₃-N, NT, PO₄, CF, SST; ↑: Aumento del; ↓: Disminución del.

5.4.2. Factor de asimilación.

Se calculó el caudal ambiental mediante el índice de Q95% (**Anexo 2**) con el objetivo de observar la relación directa, existente entre el factor de asimilación de la corriente y el caudal, para determinar los periodos de mayor vulnerabilidad y poder tener una idea más certera de los periodos con menor capacidad de asimilación.

El factor de asimilación en función del caudal, los parámetros de transporte y de calidad del agua, se calculó siguiendo las ecuaciones propuestas por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales –ANLA (2013), Casanova y Figueroa (2014), Cruz (2016), Navas (2016), que parten de la ecuación general de balance de masa del modelo ADZ-QUASAR (Lees et al. 1998, citado por ANLA 2013; Navas 2016, Cruz 2016), siendo calculado de diferente manera para cada parámetro y dependiendo de los procesos físicos, químicos y biológicos a los que está sometido cada uno en particular. La ecuación [17],

corresponde a la ecuación del factor de asimilación a para un determinado parámetro en un tramo del río.

$$a = [(1 + DF \cdot k\bar{t})e^{(1-DF)k\bar{t}}]Q \quad [17]$$

Donde Q es el caudal (efecto de asimilación por dilución); DF es la fracción dispersiva (asimilación por dispersión longitudinal); \bar{t} el tiempo medio de viaje; y k la tasa de decaimiento del determinante (asimilación por reacción o transformación). En el **Anexo 3**, se presenta las ecuaciones utilizadas para determinar el factor de asimilación de cada parámetro de calidad del agua.

5.4.3. Capacidad de asimilación.

Para determinar la capacidad de asimilación, se compararon los valores obtenidos en los escenarios de simulación planteados en el ítem 5.4.1. con los criterios de calidad aplicables a cualquier cuerpo de agua, que, para el caso de Colombia, están reglamentados por el decreto 1076 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, en los artículos del 2.2.3.3.9.2 al 2.2.3.3.9.12, y la resolución 2115 de 2007 del Ministerio de la Protección Social. Sin embargo, estos no contemplan valores límites para algunos parámetros como DQO, SST, NT, NH₃-N, entre otros; por lo cual, se consultó la legislación de países como Brasil y Estados Unidos. Con base en los usos establecidos actualmente en el río, y en las normativas y guías consultadas, se consolidaron los criterios de calidad que servirían de guía para el aprovechamiento del recurso hídrico (**Anexo 4**).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. DIAGNOSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL SINÚ

6.1.1. Batimetría

Con base en los datos recolectados durante la campaña realizada, se obtuvo la batimetría del río Sinú, donde se encontró que este presenta profundidades muy heterogéneas, dado que, así como se observan lugares con profundidades de 0.43 m, se presentan otros con hasta 10.4 m de profundidad. En general, el Sinú presenta una profundidad media de 2.88 m (**Figura 6**).

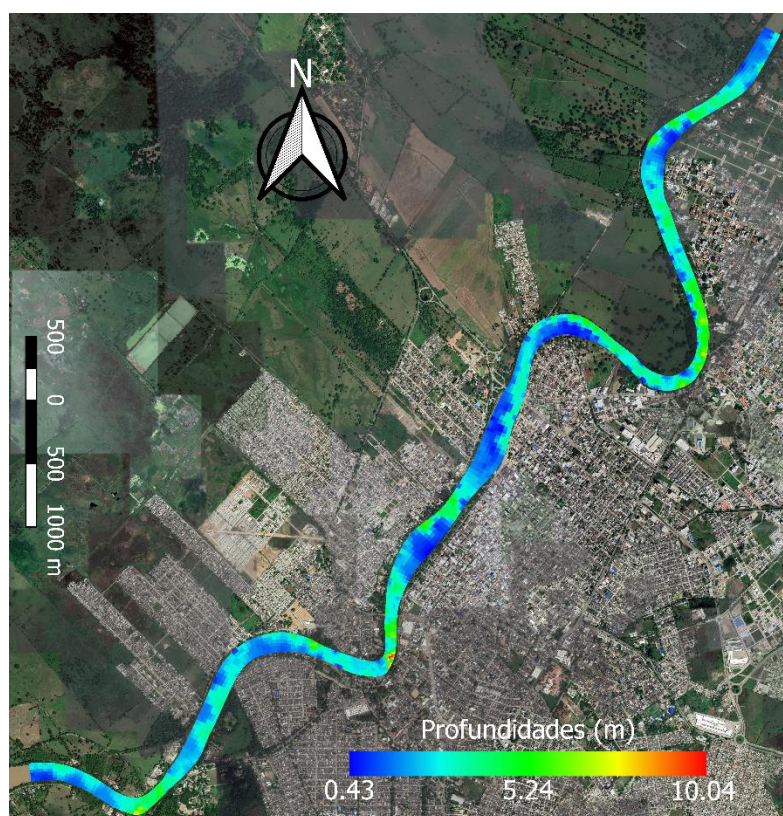


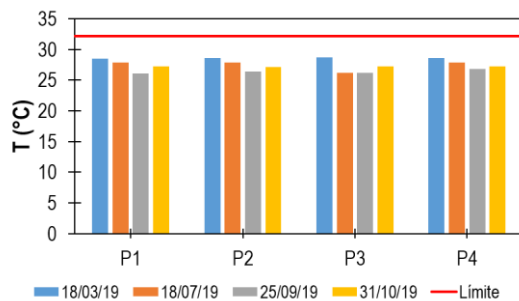
Figura 6. Batimetría del río Sinú.

6.1.2. Mediciones de Calidad del agua.

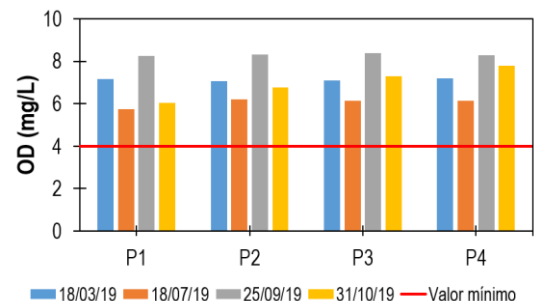
Los resultados de los parámetros fisicoquímicos y biológicos que fueron analizados en laboratorio durante las campañas de muestreo en los diferentes puntos, se encuentran de la **Gráfica 1** a la **Gráfica 8**. De estas se observa que la temperatura, en ninguna de las mediciones supera el límite de referencia de 32.17 °C (ver **Anexo 4**), lo que señala que el

río puede presentar pocas alteraciones sobre la solubilidad del oxígeno, las velocidades en el metabolismo, difusión y reacciones químicas y bioquímicas por aumentos de la temperatura. Así mismo, el OD se encuentra por encima del límite mínimo de referencia establecido (4 mg/L), durante todas las mediciones y en todos los puntos, lo que indica que el cuerpo de agua cuenta con niveles de OD que le permiten un normal desarrollo de las especies acuáticas. Esto ocurre también con los valores de DQO, NH₃-N y SST, que se encuentran por debajo de los límites máximos establecidos (20, 2.18 y 90 mg/L respectivamente), por lo que se puede decir que respecto a estos parámetros el agua presenta una buena calidad con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable.

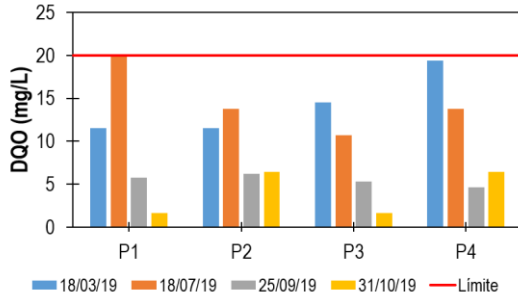
Por otra parte, los PO₄ durante la medición de marzo quedan en el límite máximo de referencia establecido (0.5 mg/L), mientras que el NT lo supera (2.18 mg/L). Y los CF en todos los puntos sobrepasaron el límite máximo (2000 NPM/100mg) en la medición de septiembre, por lo que posiblemente haya sucedido un evento atípico ese día, ya sea una descarga de aguas residuales u otro tipo de desechos en descomposición, adicional y en mayor proporción a lo que normalmente ocurre, debido a que la presencia de las bacterias indicadoras de contaminación fecal en ríos se debe a los vertimientos aledaños de aguas residuales domésticas, agrícolas y asentamientos humanos (Barahona et al. 2017). A pesar de eso, se puede decir que el agua del río Sinú en condiciones normales tiene una buena calidad, puesto que la mayoría de los parámetros no superaron los niveles de referencias establecidos (ver **Anexo 4**).



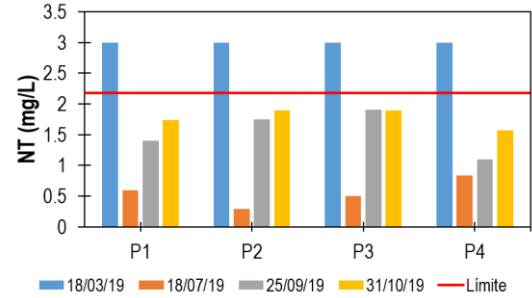
Gráfica 1. Resultados mediciones T.



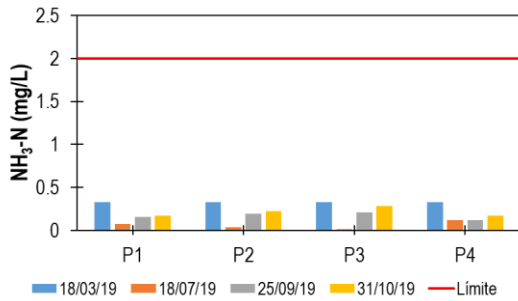
Gráfica 2. Resultados mediciones OD.



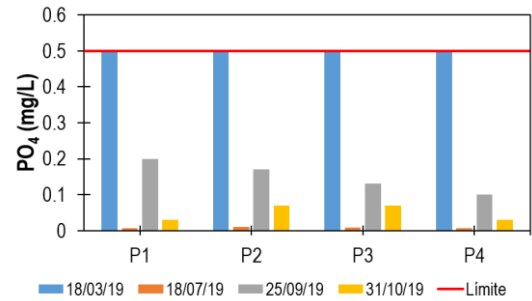
Gráfica 3. Resultado mediciones DQO.



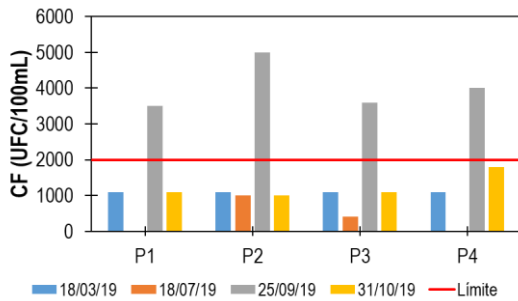
Gráfica 4. Resultados mediciones NT.



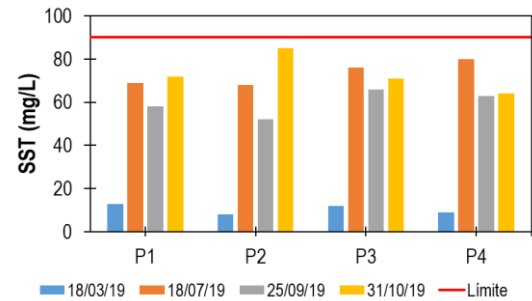
Gráfica 5. Resultado mediciones NH₃-N.



Gráfica 6. Resultado mediciones PO₄.



Gráfica 7. Resultado mediciones CF.



Gráfica 8. Resultado mediciones SST.

6.2. ADAPTACIÓN DEL MODELO AL TRAMO DE ESTUDIO

6.2.1. Hidrodinámica

Una vez creada la malla para el tramo de estudio se procedió a configurar las condiciones iniciales y condiciones de frontera a partir de los datos recolectados en las campañas de monitoreo (**Figura 7**).

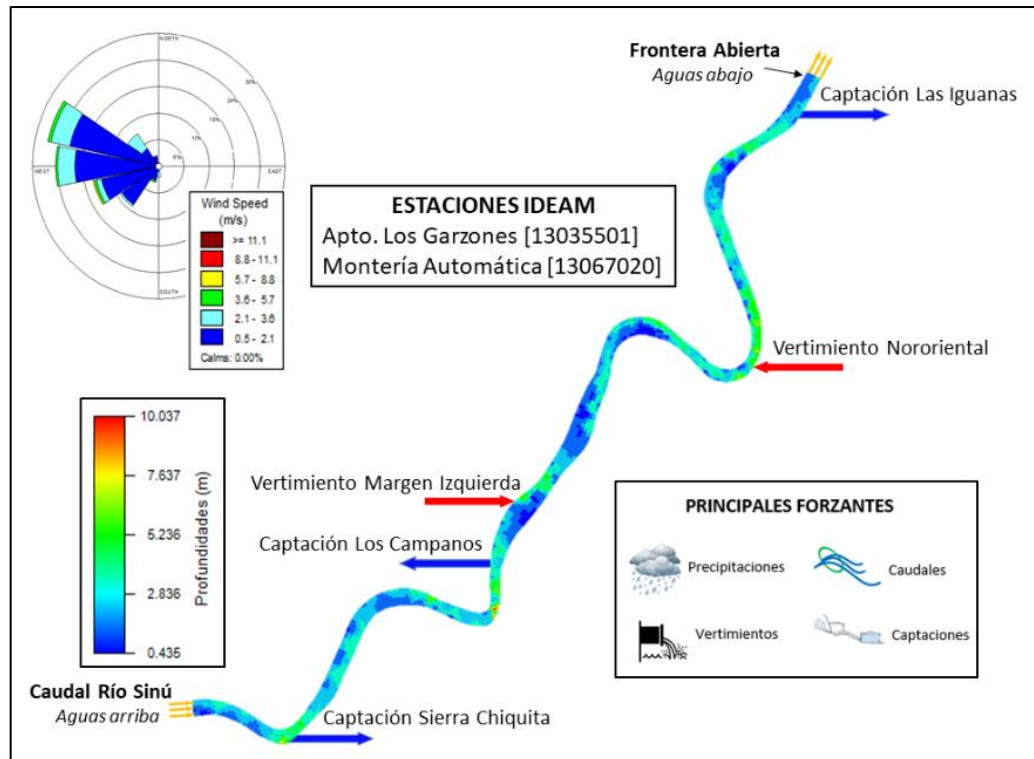


Figura 7. Condiciones de frontera, forzantes y resultados batimétricos.

6.2.1.1. Calibración del componente hidrodinámico.

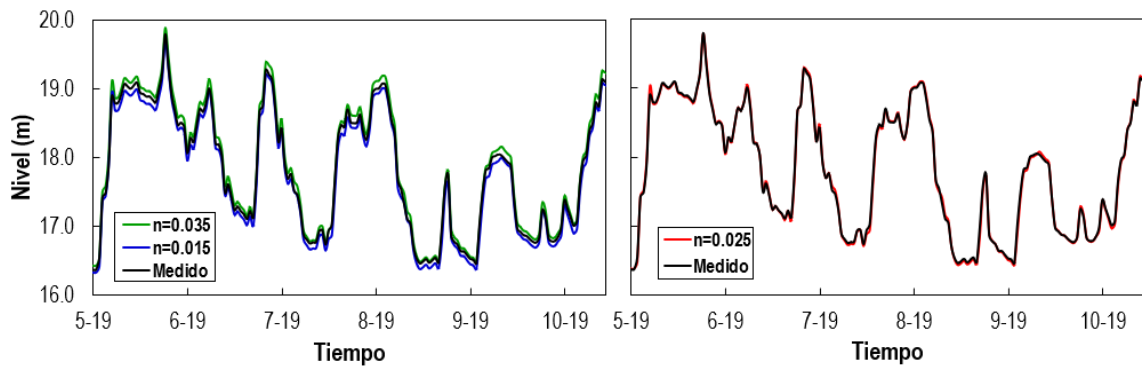
El modelo hidrodinámico se calibró ajustando los niveles iniciales obtenidos de la estación Montería Aut [13067020]. También se tuvo en cuenta el ajuste de algunos coeficientes hidrodinámicos (**Tabla 4**) para la obtención de una calibración óptima.

Tabla 4. Principales coeficientes modificados en el componente hidrodinámico.

MÓDULO HIDRODINÁMICO	
Parámetro	Valor
Constante horizontal de viscosidad de Eddy (m ² /s)	0.001
Difusividad de momento horizontal (adimensional)	0.15
Rugosidad de fondo (n)	0.025

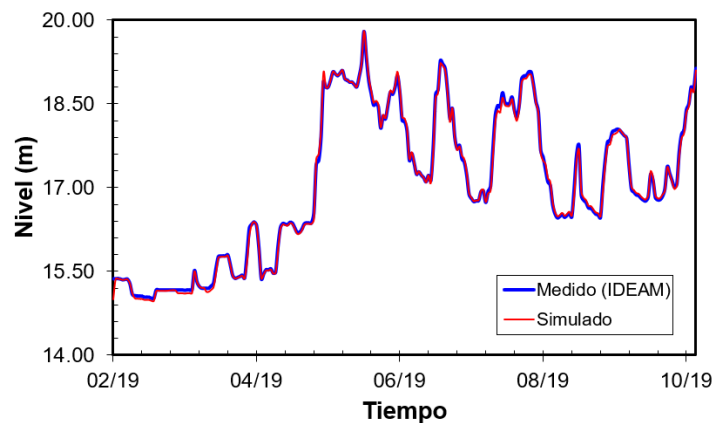
En la **Gráfica 9**, se pueden observar los resultados de niveles obtenidos con diferentes valores de rugosidad. Para una rugosidad de $n=0.035$, los niveles simulados son mayores que los medidos y para rugosidad de $n=0.015$, los niveles simulados son menores que los medidos. La rugosidad de $n=0.025$ generó un mejor ajuste de niveles simulados con respecto a los medidos. Los valores de rugosidad mayores generan una disminución en la velocidad del río, lo que ocasiona un aumento en los niveles del río. Por el contrario,

los valores de rugosidad menores generan un aumento en la velocidad, y esto a su vez, una disminución en los niveles del río (Fisher y Dawson 2003; Ebrahimi et al. 2008).



Gráfica 9. Resultados de niveles con diferentes valores de rugosidad (n).

En la **Gráfica 10** se observa la comparación entre los datos observados y los datos simulados. Para la comprobación del ajuste se calculó el error de raíz cuadrática media – RMSE (The Root Mean Square), dando como resultado un valor de 0.089 quedando en la categoría de ajuste muy bueno. Esto indica que los resultados simulados son una buena representación del comportamiento y magnitud de los niveles reales en la zona de estudio, durante el periodo de simulación.



Gráfica 10. Calibración del componente hidrodinámico.

6.2.2. Calibración y validación del componente de calidad del agua.

Para la calibración de este componente se tuvo en cuenta que los datos medidos concordaran con los simulados en el punto 2 (P2). Fue necesario ajustar los coeficientes del módulo de calidad del agua presentados en la **Tabla 5**. Para la validación se obtuvo una serie de tiempo en el punto 3 (P3) para compararlos con los datos medidos en ese

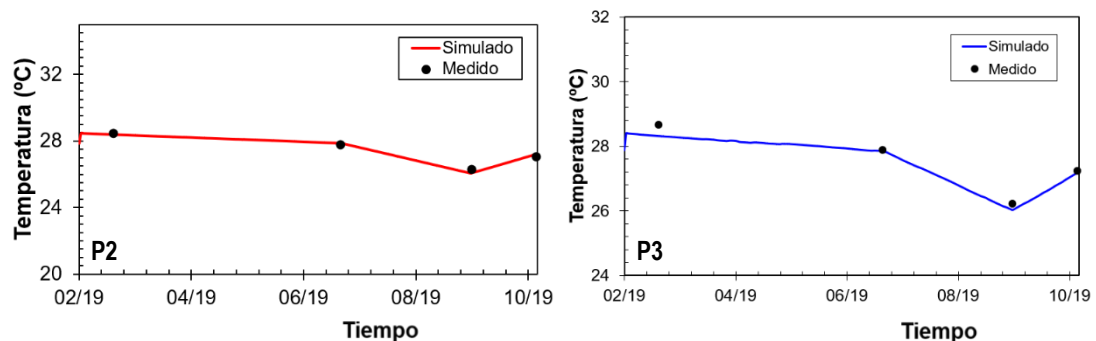
mismo punto. Para verificar los procesos de calibración y validación se estimó el RMSE, para todos los parámetros simulados (Temperatura, DQO, OD, NT, NH₃-N, PO₄, SST, CF) en ambos puntos, teniendo en cuenta las desviaciones estándar de los datos, en el **Anexo 6** se encuentran organizados todos los datos de RMSE y sus respectivas desviaciones estándar.

Tabla 5. Principales coeficientes modificados en el componente de calidad.

MÓDULO DE CALIDAD DEL AGUA	
Parámetro	Valor
Constante de tasa de reaireación	1
Tasa de temperatura de la constante de reaireación	1.024
Tasa decaimiento de DQO	0.03
Constante de semisaturación de oxígeno para el decaimiento de DQO (mg/L O ₂):	1.8
Constante de tasa de temperatura para el decaimiento de DQO	0.041
Tasa de descomposición de las bacterias coliformes fecales (1/d):	0.15
Constante de efecto de temperatura de coliformes fecales	0.5
Tasa máxima de nitrificación (1/d):	0.07
Tasa mínima de hidrólisis de LPOP (1/d):	0.075

6.2.2.1. Temperatura.

En la **Gráfica 11** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) de los datos medidos con los simulados para la temperatura. El RMSE para P2 y P3 dio como resultado 0.177 y 0.202 respectivamente, lo que indica un ajuste muy bueno para ambos puntos.

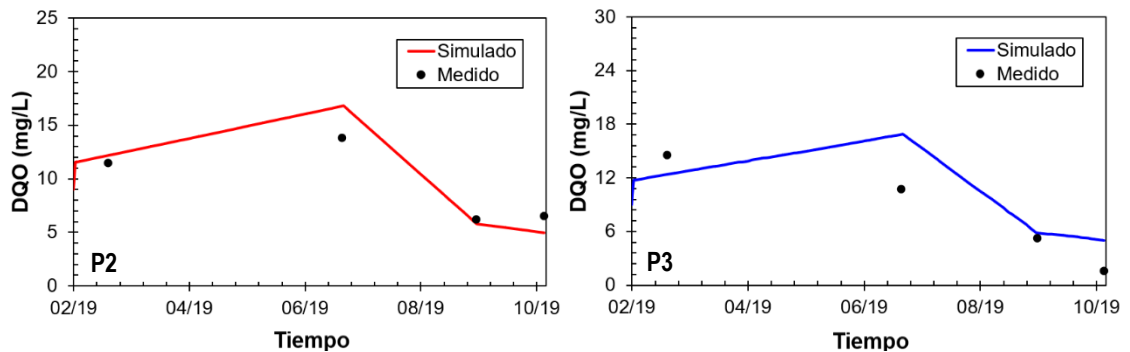


Gráfica 11. Calibración y validación de la temperatura.

6.2.2.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

En la **Gráfica 12** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para la DQO. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 1.725 y 3.655

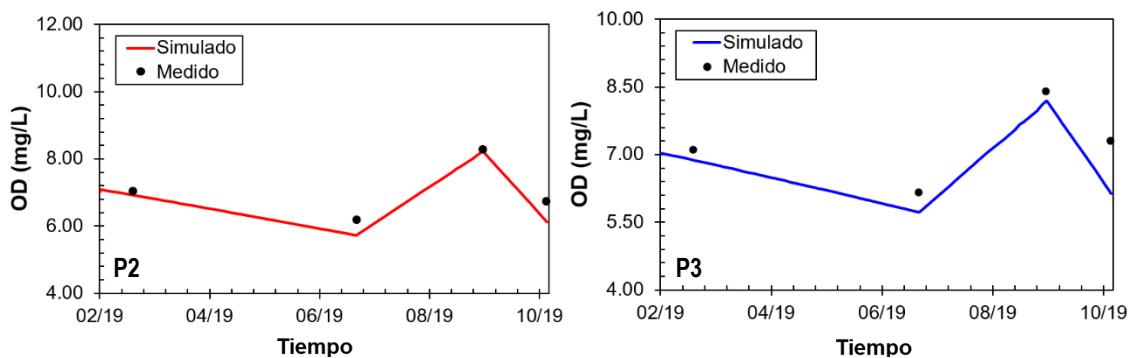
respectivamente. En este caso, ambos puntos se encuentran en la categoría de ajuste aceptable.



Gráfica 12. Calibración y validación de la DQO.

6.2.2.3. Oxígeno disuelto (OD).

En la **Gráfica 13** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para el OD. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 0.38 y 0.623 respectivamente. Al igual que la DQO, ambos puntos se encuentran en la categoría de ajuste aceptable. Para la DQO y el OD la correlación de los datos observados con los medidos no fue tan satisfactoria en comparación con la temperatura, sin embargo, las variaciones se encontraron en un rango aceptable, lo cual indica que el modelo está apto para las simulaciones de estos parámetros.

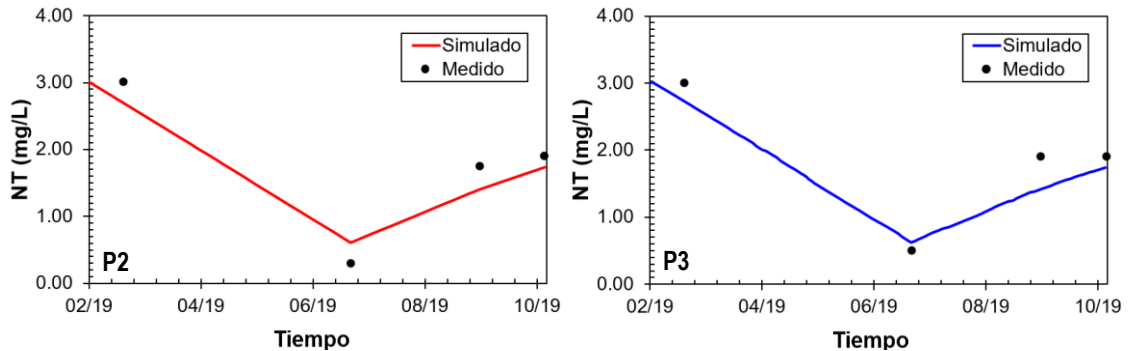


Gráfica 13. Calibración y validación del OD

6.2.2.4. Nitrógeno Total (NT).

En la **Gráfica 14** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para el nitrógeno total. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 0.298 y 0.299 respectivamente. En este caso, P2 se encuentra en una categoría de ajuste muy bueno,

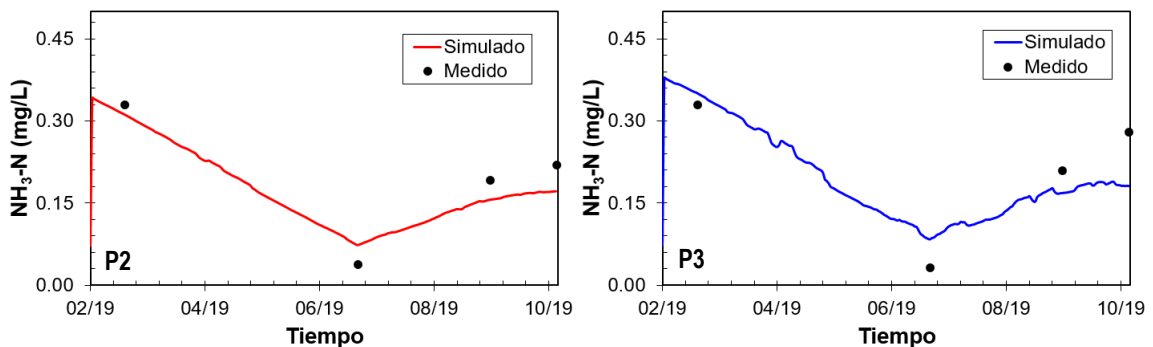
mientras que P3 está en la categoría de ajuste bueno, dichos resultados son muy satisfactorios e indican que las simulaciones para este parámetro se acercan mucho a la realidad de la zona de estudio.



Gráfica 14. Calibración y validación del NT

6.2.2.5. Nitrógeno Amoniacal (NH_3-N).

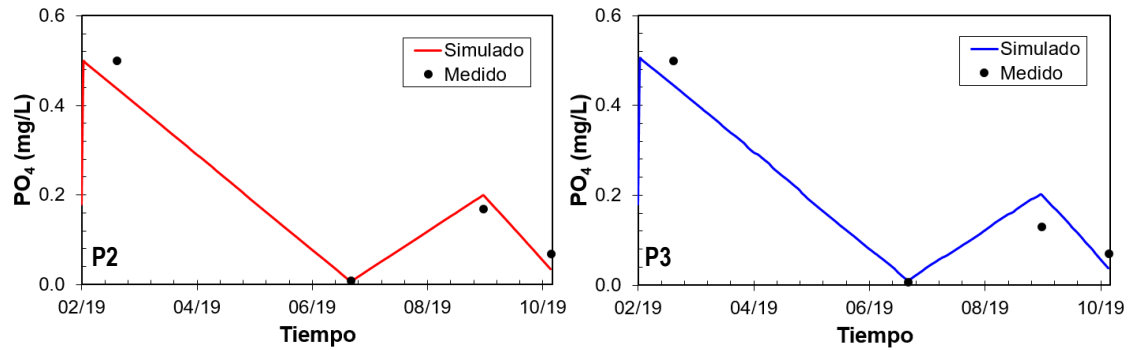
En la **Gráfica 15** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para el nitrógeno amoniacal. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 0.032 y 0.065 respectivamente. En este caso, P2 se encuentra en una categoría de ajuste muy bueno, mientras que P3 está en la categoría de ajuste aceptable.



Gráfica 15. Calibración y validación del nitrógeno amoniacal

6.2.2.6. Fosfatos (PO_4).

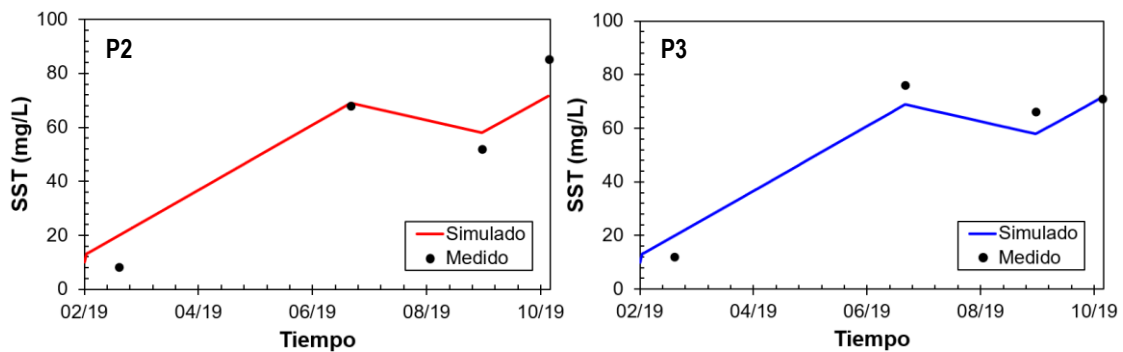
En la **Gráfica 16** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para los fosfatos. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 0.038 y 0.047 respectivamente. En este caso, ambos puntos se encuentran en la categoría de ajuste muy bueno. Al igual que el NT, este parámetro presenta resultados muy favorables en el proceso de calibración y validación.



Gráfica 16. Calibración y validación de fosfatos

6.2.2.7. Sólidos Suspendidos Totales (SST).

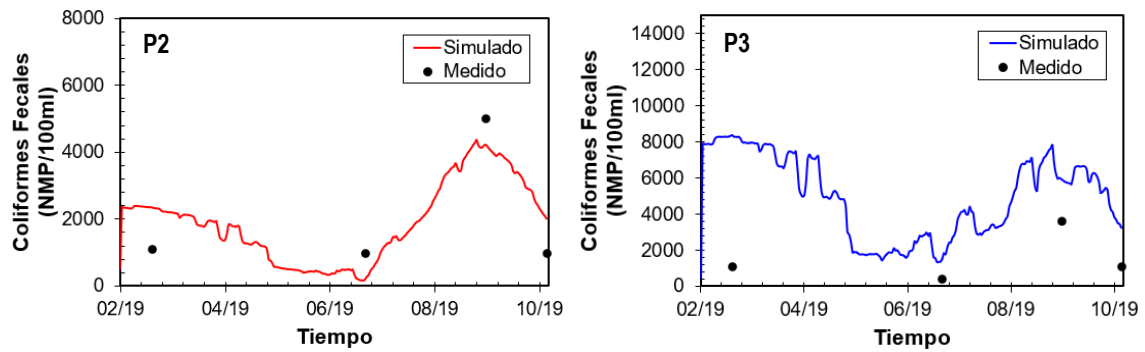
En la **Gráfica 17** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para los SST. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 9.604 y 6.666 respectivamente; lo que indica que P2 se encuentra en una categoría de ajuste bueno y P3 en una categoría de ajuste muy bueno. En el modelo EFDC Explorer los coeficientes usados para su calibración no son influenciados por los de los otros parámetros, lo cual facilitó el proceso de calibración y validación.



Gráfica 17. Calibración y validación de SST

6.2.2.8. Coliformes Fecales.

En la **Gráfica 18** se observan los resultados de calibración (P2) y validación (P3) para los CF. El RMSE para los puntos P2 y P3 dio como resultado 998.055 y 4025.82 respectivamente; lo que indica que P2 se encuentra en una categoría de ajuste aceptable y el P3 en una categoría de ajuste insatisfactorio. Teniendo en cuenta que los CF no pudieron ser validados, los resultados para este parámetro no se tendrán en cuenta en el presente trabajo.



Gráfica 18. Calibración y validación de CF

Teniendo en cuenta todos los resultados de calibración y validación, el modelo EFDC Explorer presenta una representación muy acertada de las condiciones reales del tramo de estudio, lo cual hace muy aceptable las simulaciones de los procesos hidrodinámicos y fisicoquímicos del río. Aunque la calibración de los CF fue aceptable en P2, como se dijo anteriormente, sus resultados no se tendrán en cuenta porque no se llegó a una validación satisfactoria.

6.2.3. Simulación hidrodinámica.

Una vez realizados los procesos de calibración y validación, se procedió a simular el estado actual del tramo de estudio. Los resultados para época seca se obtuvieron de la fecha representativa 31 de marzo, y para la época húmeda la fecha representativa fue el 26 de octubre de 2019.

6.2.3.1. Velocidad

La velocidad en ríos se puede ver afectada por factores como su geometría, la rugosidad, las zonas de pendientes y el caudal. La **Figura 8** muestra los resultados de la simulación de velocidad para las épocas seca y húmeda. El tamaño de los vectores representa la magnitud de las velocidades, encontrándose vectores más pequeños para la época seca (menores caudales), en la cual las velocidades están por debajo de los 0.61 m/s, mientras que en la época húmeda (mayores caudales) se encuentran vectores más grandes que sobrepasan dicho valor, y se alcanzan velocidades de hasta 0.86 m/s. Cabe resaltar que los cambios espaciales en la velocidad en cada época no son muy significativos, esto debido a que el tramo de estudio se encuentra en zona de llanura aluvial en la cual las variaciones en la pendiente no son representativas (CVS 2004; Acosta 2013).

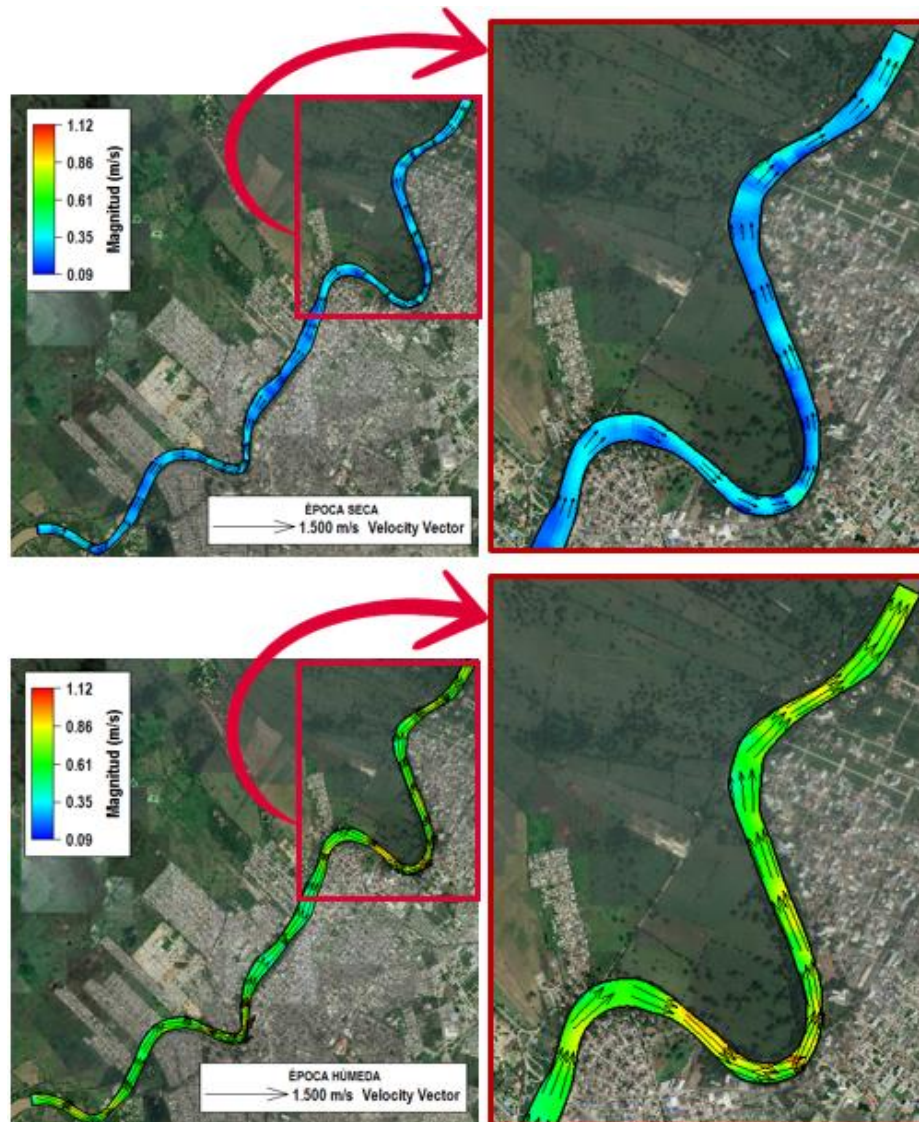


Figura 8. Simulación de velocidad en época seca y época húmeda.

6.2.3.2. Niveles

La **Figura 9** muestra la variación de los niveles del río. El comportamiento de los niveles en ambas épocas es muy similar, son menores aguas abajo y mayores aguas arriba ya que los niveles del río son proporcionales a la elevación de la zona, sin embargo, para la época seca los valores de estos son menores que en la época húmeda, debido a los aumentos y disminuciones de caudal característicos de cada temporada. Durante la época seca se alcanzan valores de 14.77 m y en la época húmeda valores de 19.43 m.

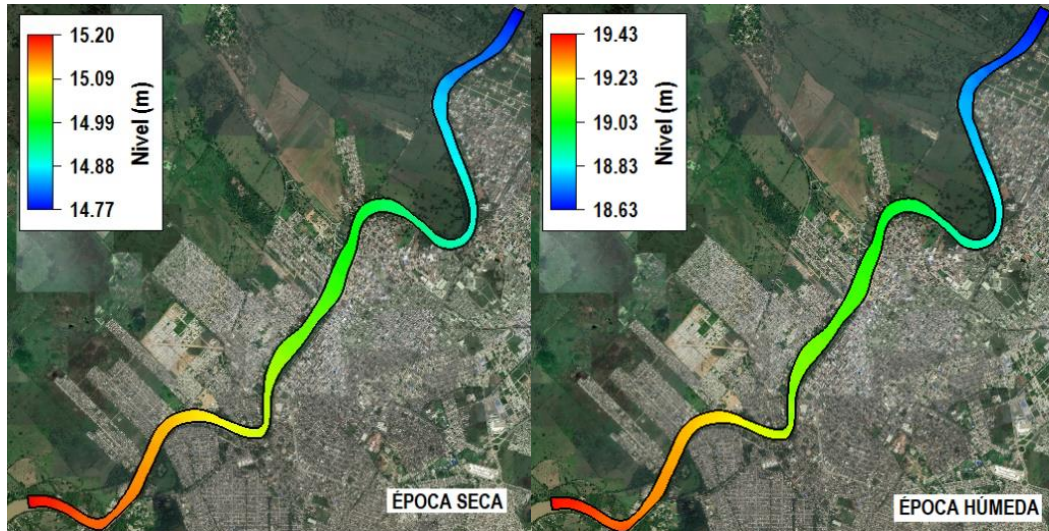


Figura 9. Resultados de simulación de niveles en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras.

6.2.4. Simulación de la calidad del agua.

Los valores de los diferentes parámetros de calidad del agua en los vertimientos, se encuentran en la **Tabla 14** del **Anexo 5**. A continuación, se presentan los resultados de las simulaciones para cada parámetro estudiado. Para la época seca se obtuvieron de la fecha representativa 31 de marzo, y para la época húmeda la fecha representativa fue el 26 de octubre de 2019.

6.2.4.1. Temperatura (T).

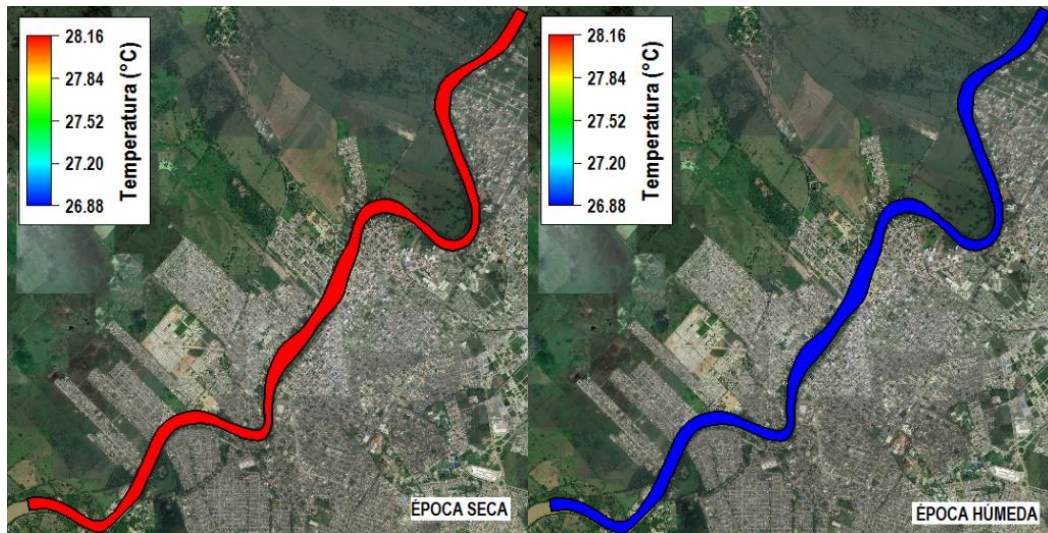


Figura 10. Resultados de simulación de temperatura en épocas seca y húmeda.

La **Figura 10** muestra los resultados de la simulación de la temperatura, se observa que en ambos casos la variación espacial no es representativa, porque no se aprecian cambios significativos, pero la variación temporal sí es apreciable, aunque la variación sea menor a 2 °C. En la época seca se tienen los valores más altos de temperatura, alrededor de 28 °C, y en la época húmeda se tienen los valores más bajos, alrededor de 26.8 °C.

6.2.4.2. Oxígeno disuelto (OD).

La **Figura 11** representa la variación del oxígeno disuelto en el tramo de estudio. A nivel temporal se observa un aumento de este parámetro durante la época húmeda, alcanzando valores de 7.3 mg/L, en comparación con los valores máximos de 6.8 mg/L en la época seca; esto concuerda con lo reportado en la literatura, donde las precipitaciones tienen un efecto positivo sobre el OD (Muñoz et al. 2015; Rodríguez y Silva 2015). A nivel espacial, el OD se vio afectado principalmente por los vertimientos presentes, los valores menores se encontraron en la época seca en la zona inmediatamente posterior al vertimiento Nor-Oriental, con valores alrededor de los 6.7 mg/L, esto concuerda con los resultados publicados por Urrego (2015) y Aguilar y Solano (2018), en los cuales se presentan los impactos negativos que tienen los vertimientos de aguas residuales sobre las concentraciones de oxígeno disuelto.

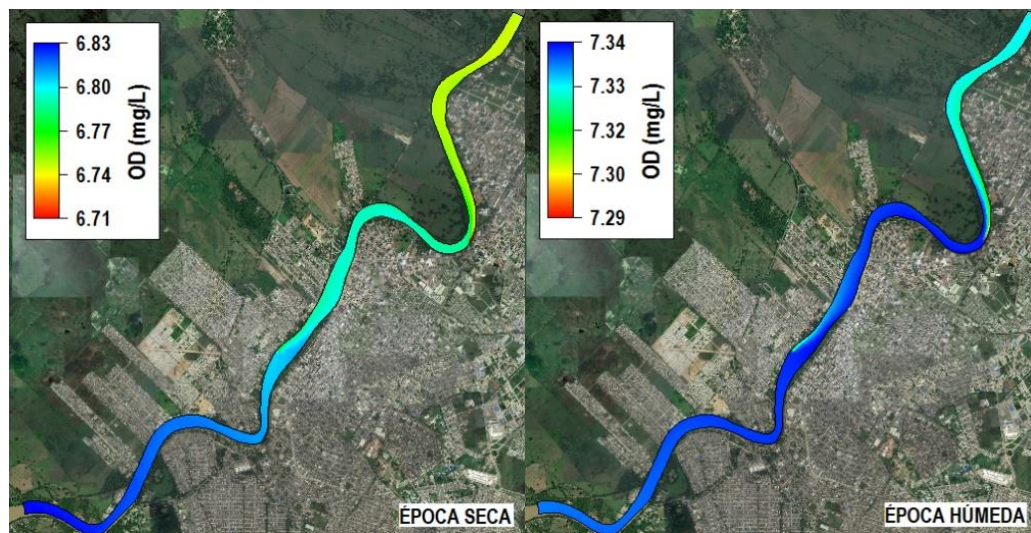


Figura 11. Resultados de simulación de OD en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras.

6.2.4.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

La **Figura 12** representa la variación de la DQO en el tramo de estudio. A nivel temporal se observa una disminución de este parámetro durante la época húmeda, alcanzando valores de 4.94 mg/L, en comparación con los valores mínimos de 12.68 mg/L en la época seca; esto ocurre porque la disminución de caudales durante la época seca genera una mayor concentración de cargas contaminantes, lo que provoca una disminución del OD y un aumento de la DQO, por los procesos de descomposición (Rodríguez y Silva 2015). Al igual que con el OD, la DQO a nivel espacial se vio afectada por los vertimientos, la presencia de estos en el tramo de estudio generó un aumento en el valor de este parámetro (Cuesta et al. 2017).

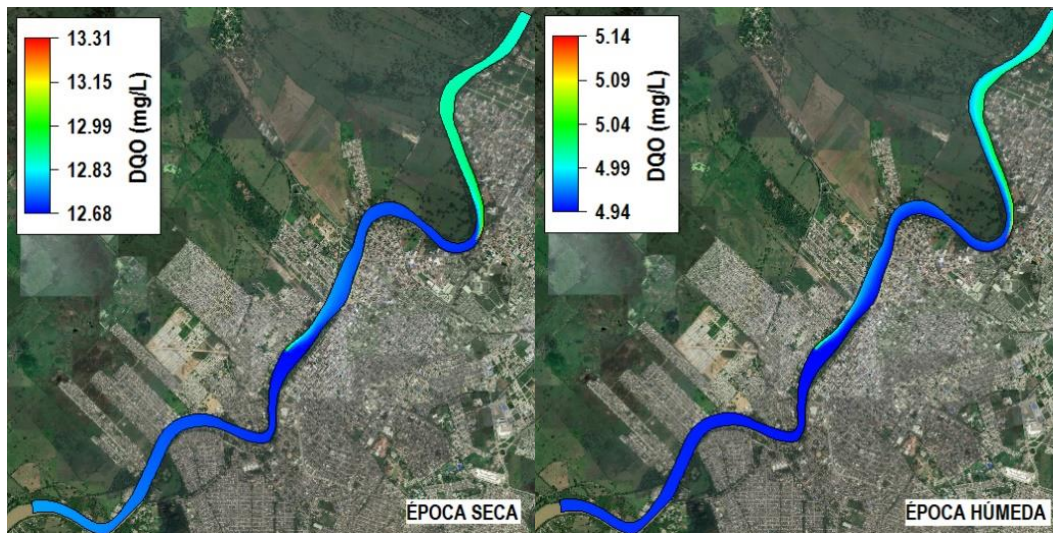


Figura 12. Resultados de simulación de DQO en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras.

6.2.4.4. Nitrógeno Total (NT).

La **Figura 13** representa la variación del NT en el tramo de estudio. A nivel temporal se observa una disminución de este parámetro durante la época húmeda, oscilando entre valores de 1.46 mg/L y 1.52 mg/L, en comparación con los valores mínimos de 2.77 mg/L y 2.90 mg/L en la época seca; Benjumea et al. (2018) sugiere que esto se podría explicar por la alta presencia de materia orgánica que a menores caudales no permite la dilución de los nutrientes. Como ocurre con los demás parámetros, la concentración del NT se ve afectada principalmente por los aportes de este a través de los vertimientos de aguas residuales.



Figura 13. Resultados de simulación de NT en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras.

6.2.4.5. Nitrógeno Amoniacal (NH_3-N) y fosfatos (PO_4).

En la **Figura 14** y **Figura 15** se muestra la variación del NH_3-N y PO_4 respectivamente. Estos dos nutrientes presentan un comportamiento muy similar al NT. En la época seca se encuentra las mayores concentraciones de estos parámetros, el NH_3-N oscila entre 0.29 mg/L y 0.4 mg/L, y los PO_4 entre 0.405 mg/L y 0.426 mg/L, estos últimos presentan una menor variación en ambas épocas. Para la época húmeda los valores de estos parámetros disminuyen; el NH_3-N oscila entre 0.17 mg/L y 0.20 mg/L, y PO_4 entre 0.035 mg/L y 0.042 mg/L. La variación de concentraciones entre ambas épocas es más significativa para los fosfatos. Como se mencionó anteriormente, la disminución de caudales durante la época seca afecta negativamente el proceso de dilución de estos nutrientes (Benjumea et al. 2018). Estos resultados también concuerdan con los obtenidos por Girardi et al. (2016) y Agustine et al. (2018), en los cuales también se presentó una disminución de NH_3-N y PO_4 durante los periodos lluviosos, de la misma forma, se presenta un aumento de estos nutrientes en zonas cercanas a vertimientos de aguas residuales.

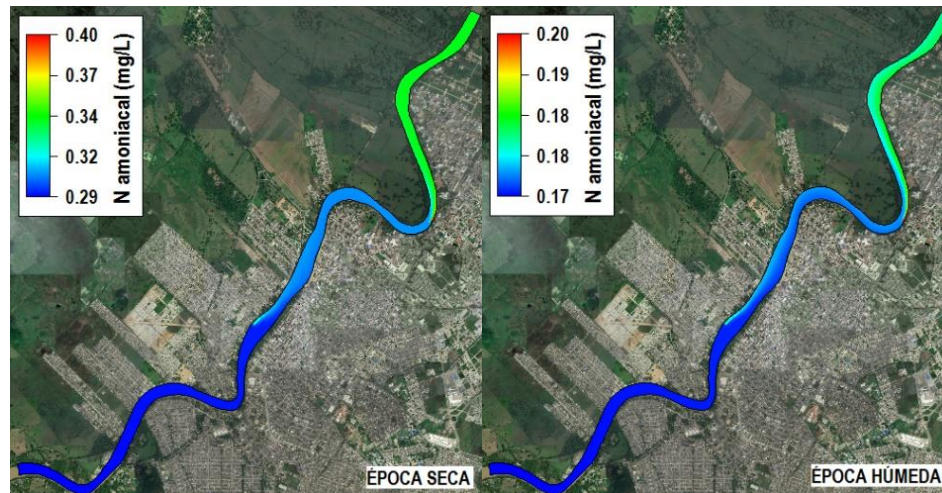


Figura 14. Resultados de simulación de $\text{NH}_3\text{-N}$ en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras

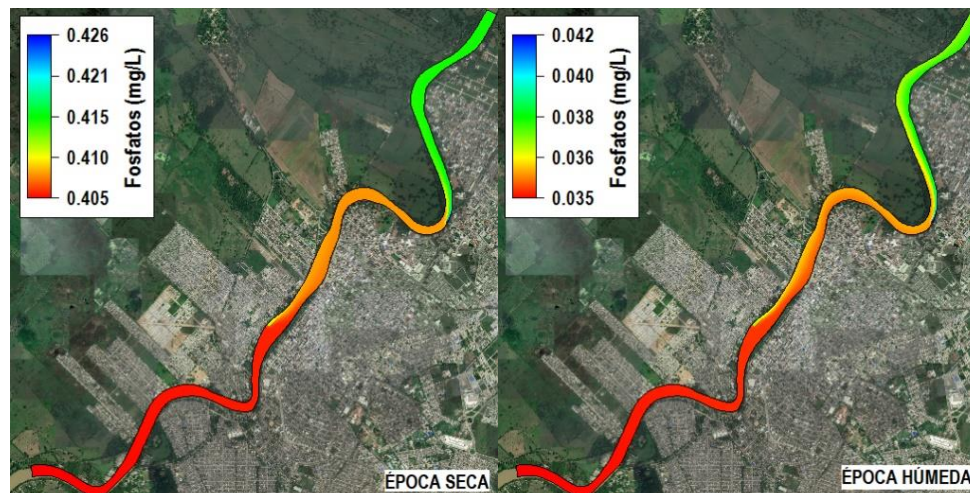


Figura 15. Resultados de simulación de PO_4 en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras

6.2.4.6. Sólidos Suspendidos Totales (SST).

En la **Figura 16** se observa los resultados de la simulación de SST. A diferencia de parámetros como la DQO, el NT, $\text{NH}_3\text{-N}$ y PO_4 , los cuales disminuyeron su concentración durante la época húmeda, los SST aumentaron considerablemente durante dicha época. La concentración de SST varió entre 24.61 mg/L y 24.76 mg/L en la época seca y entre 69.83 mg/L y 70.06 mg/L en la época húmeda. Cabe resaltar que, aunque las concentraciones en cada época no varían significativamente de manera espacial, cuando se comparan temporalmente, sí se observan variaciones importantes; esto se debe a que durante los periodos lluviosos existe una gran afluencia de materiales alóctonos al río a

través del escurrimiento superficial, es decir, el movimiento del agua de lluvia y la escorrentía superficial promueve el desprendimiento y arrastre de partículas (sedimentos), lo que se traduce en un aumento de los SST (Jaya 2017 y Agustine et al. 2018).

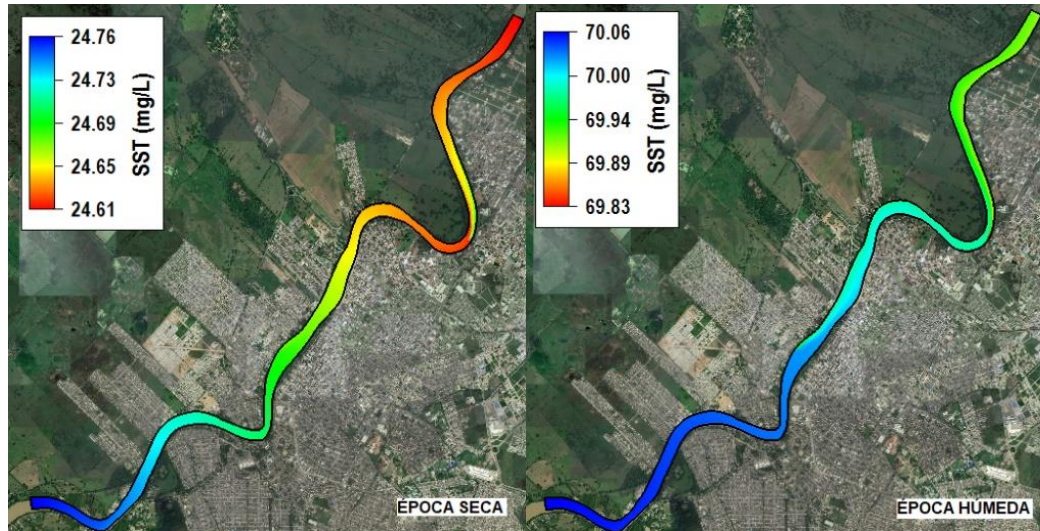
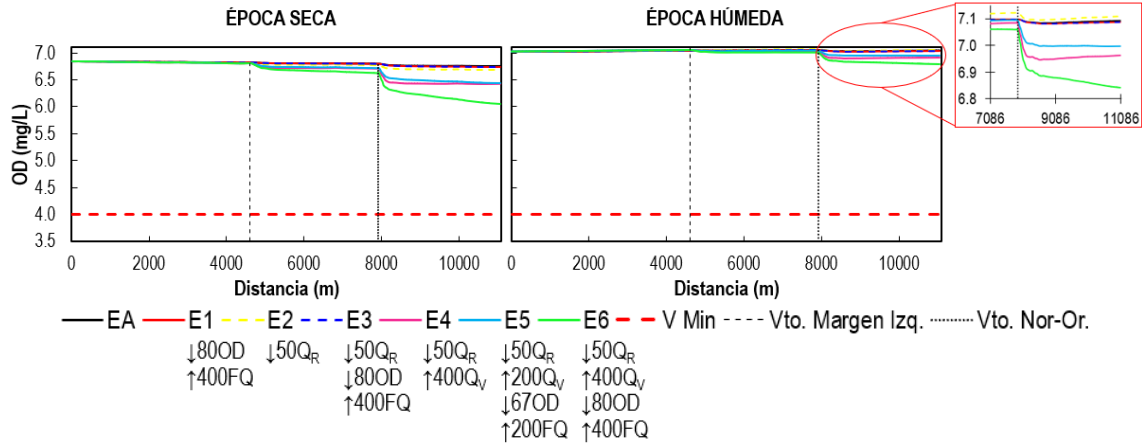


Figura 16. Resultados de simulación de SST en épocas seca y húmeda. Nótese el cambio de escala en las figuras.

6.3. ESCENARIOS SIMULADOS Y CAPACIDAD DE ASIMILACIÓN

6.3.1. Perfiles longitudinales del Oxígeno disuelto.

En la **Gráfica 19** se presenta la variación espaciotemporal del OD en el cuerpo de agua para los diferentes escenarios simulados. Al analizar la gráfica se encuentra que ninguno de los escenarios denota una concentración menor a la del límite establecido (4 mg/L). También, se distingue que en todos los escenarios las concentraciones durante la época húmeda son mayores que en la época seca, lo que concuerda con lo reportado en la literatura, donde las precipitaciones tienen un efecto positivo sobre el OD (Muñoz et al. 2015; Rodríguez y Silva 2015). Las mayores concentraciones para todos los escenarios, se encuentran aguas arriba del primer vertimiento (Margen Izquierda) y las menores aguas abajo del segundo vertimiento (Nor-Oriental), siendo E6, el escenario que más hace variar la disponibilidad de oxígeno en las dos épocas, presentando valores superiores a 6.04 mg/L para la época seca y a 6.79 mg/L para la época húmeda.



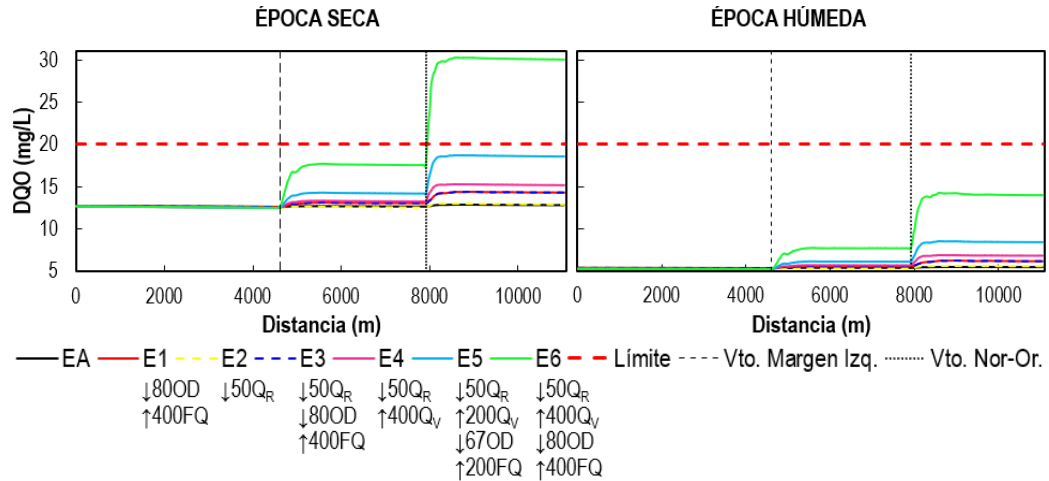
Gráfica 19. Perfil longitudinal del OD.

Las más bajas concentraciones son observadas después del segundo vertimiento debido a que este se ha hecho sobre una corriente que ya está contaminada por vertimientos previos y además tiene un caudal que es aproximadamente el triple del vertimiento anterior. Lo que concuerda con lo establecido por Quiroz et al. (2018), quien dice que la concentración de oxígeno disuelto va disminuyendo a medida que el río avanza su cauce por los vertimientos de aguas residuales que existen a lo largo de su trayectoria, lo que provoca que la corriente vaya reduciendo su capacidad de asimilar la carga contaminante y de restituir su calidad de forma natural. Cabe destacar que en los escenarios E1, E2, E3, E4 y E5, para la época húmeda, al final del tramo se observa una sutil tendencia al aumento de la concentración, lo que quiere decir que el río está comenzando a asimilar la carga contaminante.

6.3.2. Perfiles longitudinales de la Demanda química de oxígeno.

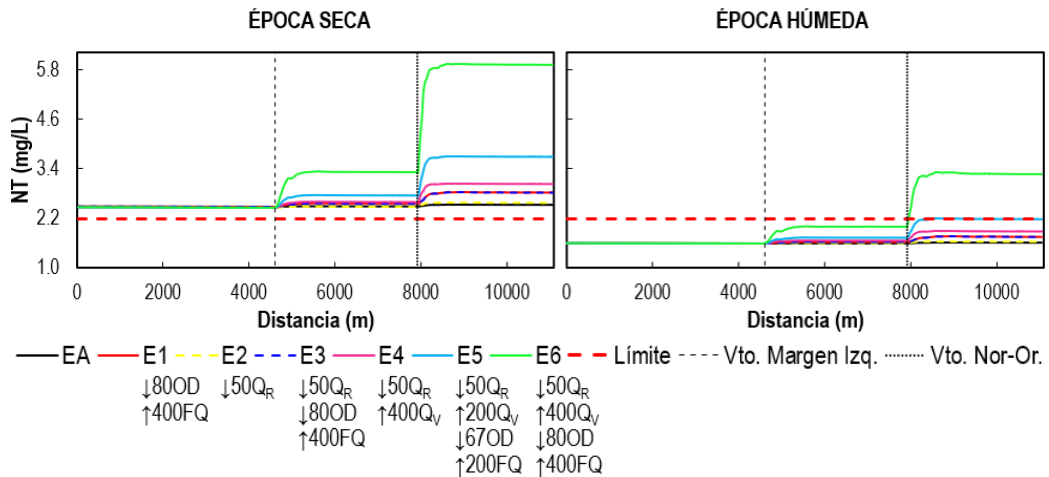
La **Gráfica 20** presenta la variación espaciotemporal de la DQO en el cuerpo de agua para los diferentes escenarios simulados. Según la gráfica en la época húmeda ninguno de los escenarios supera la concentración límite establecida (20 mg/L), pero en la época seca es superada después del segundo vertimiento en E6, presentando un valor máximo de 30.25 mg/L, siendo este escenario el que tiene mayores variaciones de concentraciones de DQO. También se observa que, para cada escenario, las concentraciones en la época seca son mayores que durante la época húmeda, como se menciona anteriormente, esto debe a que la disminución de caudales durante la época seca

genera una mayor concentración de cargas contaminantes, lo que provoca una disminución del OD y un aumento de la DQO, por los procesos de descomposición (Rodríguez y Silva 2015).



Gráfica 20. Perfil longitudinal de la DQO.

6.3.3. Perfiles longitudinales del Nitrógeno total.



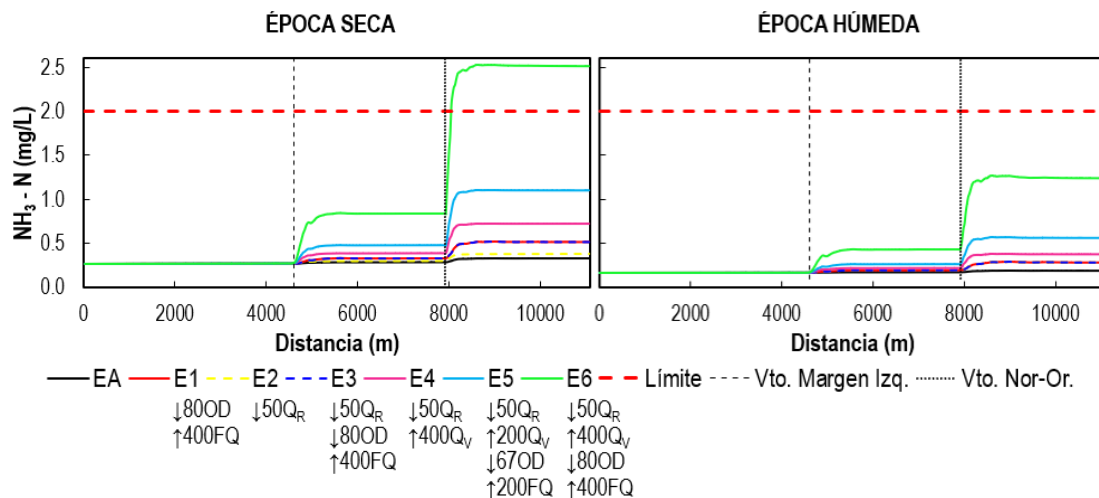
Gráfica 21. Perfil longitudinal del NT.

En la Gráfica 21 se presenta la variación espaciotemporal de del NT en el cuerpo de agua para los diferentes escenarios simulados. Al analizar la gráfica encontramos que en la época seca todos los escenarios sobrepasan el límite establecido (2.18 mg/L), mientras que, en la húmeda solo lo superan E5 y E6, posterior al segundo vertimiento con un valor máximo de 2.19 mg/L para E5 y de 3.31 mg/L para E6. Al igual en la DQO, en el NT se presentan concentraciones más altas en la época seca, que, durante la húmeda,

para todos los escenarios, con mayores variaciones después de los vertimientos, y especialmente posterior al segundo vertimiento. Siendo E6 el escenario con mayor variabilidad en las dos épocas.

6.3.4. Perfiles longitudinales del Nitrógeno Amoniacal.

La **Gráfica 22** presenta la variación espaciotemporal del $\text{NH}_3\text{-N}$ en el cuerpo de agua para los diferentes escenarios simulados. De acuerdo a la gráfica, el límite establecido para el $\text{NH}_3\text{-N}$ (2 mg/L) solamente se supera en E6 durante la época seca y después del segundo vertimiento, con un valor máximo de 2.53 mg/L. Al igual que con el NT, todos los escenarios presentaron concentraciones más altas durante la época seca, que, en la época húmeda, con mayores variaciones después de los vertimientos, y especialmente posterior al segundo. E6 fue el escenario que presento las mayores variaciones en las dos épocas con valores entre 0.27 y 2.53 mg/L para la época seca y de 0.16 a 1.28 mg/L.

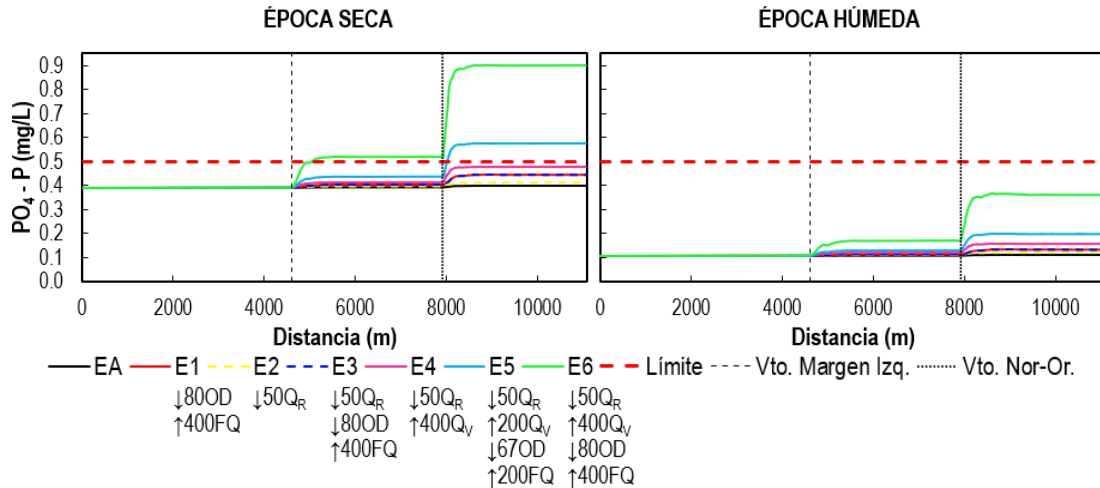


Gráfica 22. Perfil longitudinal $\text{NH}_3\text{-N}$.

6.3.5. Perfiles longitudinales de Fosfatos.

En la **Gráfica 23** se presenta la variación espaciotemporal de los fosfatos en el cuerpo de agua para los diferentes escenarios simulados. Al analizar la gráfica encontramos que en la época húmeda los escenarios no sobrepasan el límite establecido (0.5 mg/L), mientras que, en la seca lo superan E5 y E6, posterior al segundo vertimiento con un valor máximo de 0.57 mg/L para E5 y de 0.9 mg/L para E6. Al igual que con los anteriores parámetros, se presentan concentraciones más altas en la época seca, que,

durante la húmeda, para todos los escenarios, con mayores variaciones después de los vertimientos, y especialmente posterior al segundo vertimiento. Siendo E6 el escenario con mayor variabilidad en las dos épocas.



Gráfica 23. Perfil longitudinal de los PO₄.

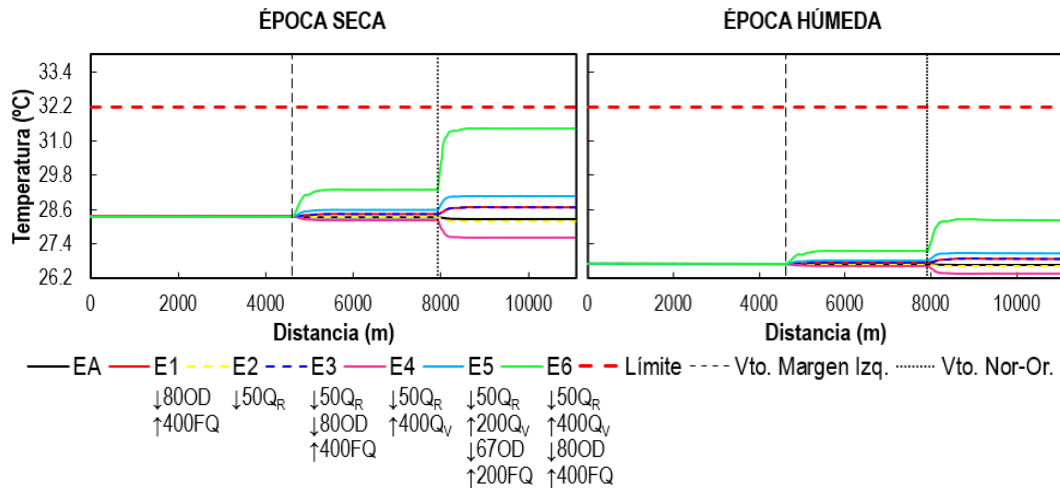
Benjumea et al. (2018), encontró resultados similares a los encontrados en el NT, NH₃-N y fosfatos, y sugirió que se debía a una alta presencia de materia orgánica y a que el bajo caudal en la época seca no permite la dilución de estos nutrientes. Además, afirma que Toja, et al. (2003) encontró concentraciones mayores de nitrógeno y fosfatos en épocas de estiaje en los ríos Agrío y Guadimar en España, atribuyendo la poca dilución de los vertidos al escaso caudal de los ríos.

6.3.6. Perfiles longitudinales de Temperatura y SST.

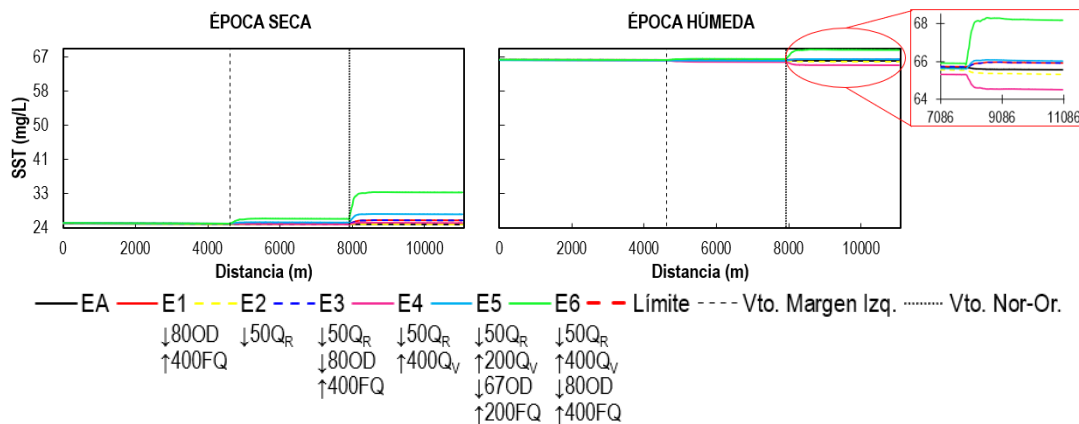
La **Gráfica 24** y la **Gráfica 25** presentan la variación espaciotemporal en el cuerpo de agua para los diferentes escenarios simulados de la temperatura y los SST respectivamente. Al analizar las gráficas encontramos que no se exceden los límites establecidos para dichos parámetros (32.17 °C para la temperatura y 90 mg/L para los SST), en ninguna época, ni en ningún escenario. La temperatura presenta concentraciones más altas durante la época seca, que durante la húmeda. Mientras que los SST, presentan mayores concentraciones en la época húmeda que en la seca, debido a que movimiento del agua de lluvia y la escorrentía superficial promueve el desprendimiento y arrastre de partículas (sedimentos). Al igual que con los anteriores parámetros, las mayores

variaciones de concentración se presentan después de los vertimientos, y especialmente después del segundo vertimiento.

A diferencia de los otros parámetros, que en todos los escenarios después de los vertimientos, había solo aumento (NT, NH₃-N, DQO, PO₄) o solo disminución (OD) de las concentraciones obtenidas en las simulaciones, para el caso de la temperatura y los SST, no sucedió así pues mientras en los escenarios E1, E3, E5 y E6 sus concentraciones incrementan, en los escenarios E2 y E4 sus concentraciones disminuyen después de los vertimientos. Cabe resaltar que para E2 y E4 no hubo modificación en las concentraciones de los vertimientos, solo en los caudales.



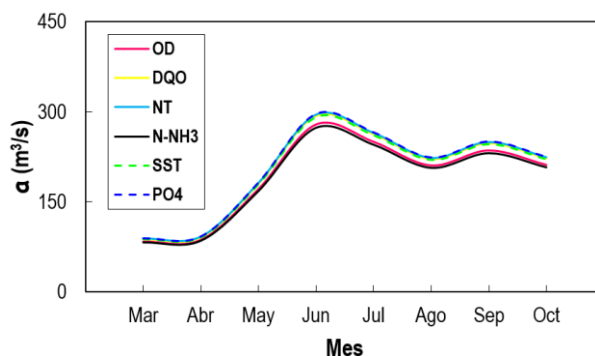
Gráfica 24 . Perfil longitudinal de la temperatura.



Gráfica 25. Perfil longitudinal de los SST.

6.3.7. Influencia del factor de asimilación

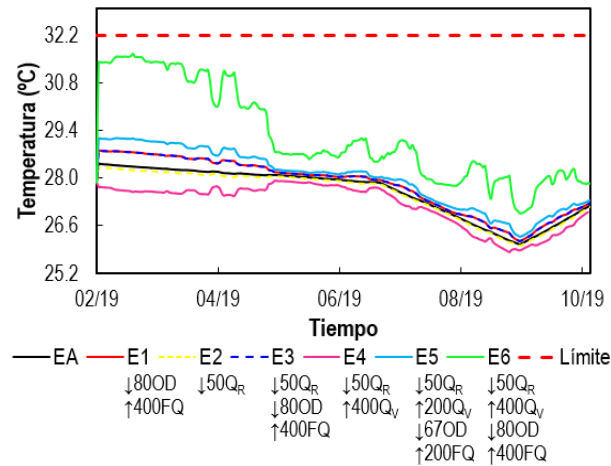
Posterior a la determinación del caudal ambiental (QA), se realizó la determinación del factor de asimilación de la corriente, haciendo uso de las ecuaciones mencionadas en la metodología. En los resultados obtenidos se pudo observar que la relación entre α y QA es directamente proporcional. Es decir que, cuando hay valores mayores de α , es porque la corriente presenta un mayor caudal, por lo que tendrá mayor capacidad de dilución y por ende mayor capacidad de asimilación de una carga contaminante fija (Cruz 2016). Así mismo, se observa que de marzo a mayo se presentaron los valores más bajos de α en el tramo de estudio (**Gráfica 26**), definiendo este periodo como aquel en el cual el río presenta mayor vulnerabilidad a los eventos externos de contaminación (Casanova y Figueroa 2014), de modo que, su capacidad de asimilación va a ser menor. Lo cual se comprueba al observar en las gráficas de series de tiempo (**Gráfica 27** a la **Gráfica 32**) que las concentraciones en general son más altas en estos meses, para todos los parámetros a excepción de los SST, que presentan un comportamiento contrario, debido a que en periodos de lluvias los caudales son mayores y hay un aumento de los procesos erosivos por causa del movimiento del agua, que ocasiona mayores concentraciones de SST. Teniendo en cuenta lo anterior y los resultados obtenidos para los SST, se podría decir que un aumento en los caudales por precipitaciones genera un aumento en los SST; por lo que se puede afirmar que son directamente proporcionales. Al ser los caudales directamente proporcionales con α y los SST, se puede aseverar que, para los SST, el río presenta mayor vulnerabilidad a eventos externos de contaminación, en los períodos de valores más altos de α ; lo que se comprueba al observar la gráfica de series de tiempos para SST (**Gráfica 33**), donde las concentraciones más altas se presentaron entre agosto y octubre.



Gráfica 26. Factor de asimilación

Para la evaluación de la capacidad de asimilación se realizó una comparación de las concentraciones de las series de tiempo con los límites de referencia establecidos en la **Tabla 9** del **Anexo 4**. Esto se complementó con un análisis de las tasas de crecimiento y decrecimiento de los parámetros de calidad en cada escenario obtenidas a partir de una regresión lineal para el mes representativo de época seca (marzo) y húmeda (octubre), los resultados de este análisis se recopilan en la **Tabla 6**.

6.3.8. Series de tiempo de Temperatura.



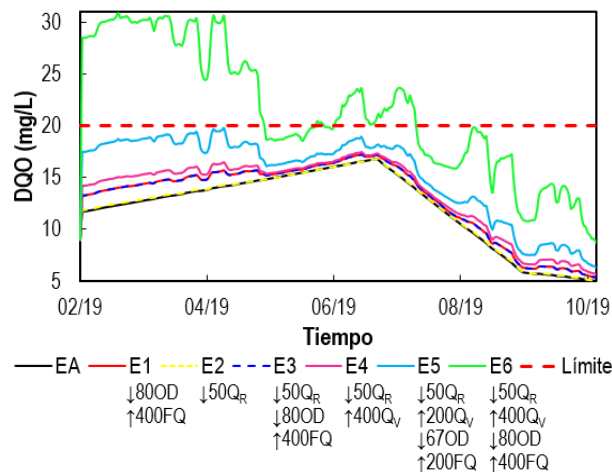
Gráfica 27. Serie de tiempo de la temperatura.

La temperatura es un parámetro de gran importancia en el análisis de la calidad del agua debido a que su aumento en los cuerpos de agua puede producir efectos negativos en el ecosistema y sus procesos fundamentales, particularmente, la temperatura de los ríos afecta la disponibilidad de OD en la columna de agua para peces y otros organismos acuáticos, además afecta la solubilidad de químicos en el agua y la actividad biológica (Graham et al. 2014; Zhen-Gang 2017). La normativa colombiana indica que los vertimientos de aguas residuales no deben provocar un incremento de más de 5 °C en la temperatura de los cuerpos de agua superficiales; en la serie de tiempo de temperatura de la **Gráfica 27** se puede observar que en ninguno de los escenarios se sobrepasa el valor de referencia, con respecto a los valores del estado actual (EA), lo que indica que los vertimientos evaluados en el tramo de estudio no afectan de manera importante este parámetro, sin embargo, se debe tener en cuenta que aunque se cumpla lo establecido en la norma, las fluctuaciones de temperaturas pronosticadas en los diferentes escenarios pueden influir en los demás parámetros de calidad del agua estudiados. E6, que

corresponde a la disminución del 50 % del caudal del río y el aumento al quíntuple en las concentraciones y caudales de los vertimientos, es el que provoca un mayor incremento de la temperatura del río.

6.3.9. Series de tiempo de Demanda Química de Oxígeno.

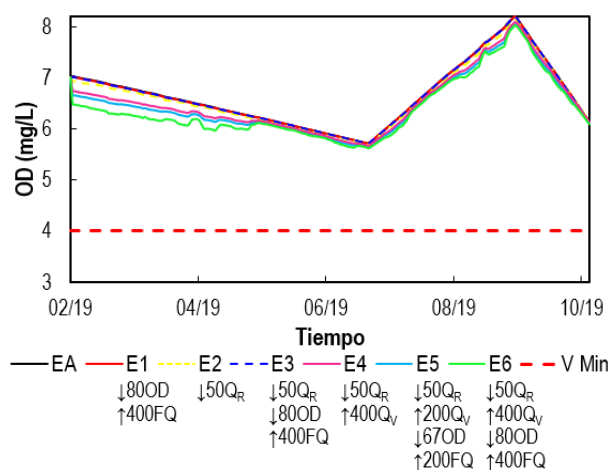
Las concentraciones de DQO en el estado actual son mayores en el mes de marzo comparado con el mes de octubre, pero las mayores concentraciones se presentan en los meses de transición (**Gráfica 28**); sin embargo, la gráfica muestra que el E6 es el único que sobrepasa el límite de referencia (20 mg/L), esto se da durante los primeros meses (marzo – mayo) y en los meses de transición (julio-agosto). Los cuerpos de agua que sobrepasan este límite se consideran contaminadas (OMS 1996), es decir que la capacidad de asimilación de este parámetro en el río se ve afectada principalmente cuando el caudal del río disminuye a la mitad y se aumenta al quíntuple las concentraciones y caudales de los vertimientos. De manera general, el cambio en los caudales tanto del río como los vertimientos es la condición que más afecta la capacidad de asimilación. El escenario 5 también muestra un aumento considerable de este parámetro durante la época seca, esto se debe a que en este escenario se disminuyó a la mitad el caudal del río y se aumentaron al triple las concentraciones y caudales de los vertimientos. En todos los escenarios se observa una disminución importante de la DQO para el mes de octubre. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Saiful et al. (2015), donde también se observó una disminución de la DQO durante el periodo lluvioso y un aumento durante el periodo seco.



Gráfica 28. Serie de tiempo de la DQO.

6.3.10. Series de tiempo de Oxígeno Disuelto.

Cuando los valores de OD se encuentran debajo del límite de referencia (4 mg/L), se considera que la calidad del agua es mala, y puede ser perjudicial para algunas poblaciones de peces y macroinvertebrados (OMS 2006) y, cómo se observa en la **Gráfica 29**, el OD se mantiene muy por encima de este límite durante todo el tiempo de simulación y en todos los escenarios. Teniendo en cuenta lo anterior, se puede decir que el río posee la capacidad de asimilar adecuadamente los vertimientos actuales sin afectar de manera importante este parámetro. Cabe resaltar que en la época seca del E6 fue donde se presentó una mayor disminución del OD en comparación con su estado actual, lo que se asocia a los valores bajos de caudal y a una menor aireación del medio (Rodríguez 2015). La disminución del OD de los cuerpos de agua debido a la influencia de los vertimientos es consistente con lo encontrado en diferentes estudios (Igbinsosa. 2009; Graham et al. 2014; Rubio et al. 2017).

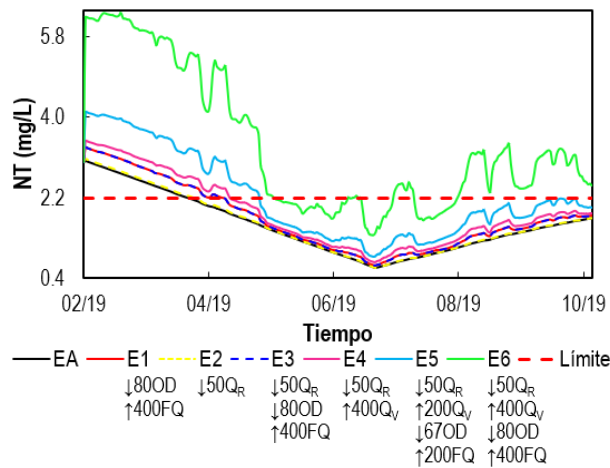


Gráfica 29. Serie de tiempo del OD.

6.3.11. Series de tiempo de Nitrógeno Total.

La **Gráfica 30** muestra que en el estado actual y los cinco primeros escenarios se sobrepasa el límite de referencia (2.18 mg/L) solamente durante los primeros meses de simulación. De manera general se puede decir que el tramo estudiado tiene una buena capacidad de asimilación de este parámetro ya que, aunque las concentraciones de NT superan el límite de referencia principalmente durante la época seca, a medida que transcurren los periodos de transición y se llega a la época húmeda, las concentraciones disminuyen considerablemente, hasta niveles donde no se sobrepasa el límite. En

diferentes investigaciones también se ha encontrado este comportamiento (Rivas et al. 2009; Muñoz-Nava et al. 2013; Benjumea et al. 2018). Al igual que otros parámetros, el NT se vio perjudicado por las condiciones de caudal y concentraciones del E6, en este se sobrepasó el límite durante más meses, incluyendo el periodo lluvioso, llegando a concentraciones de NT mayores a 5 mg/L, las cuales pueden acelerar los procesos de eutrofización y generar efectos negativos sobre el ecosistema acuático, ya que se podría agotar la concentración de OD necesaria para los peces y la vegetación (Zhen-Gang 2017).



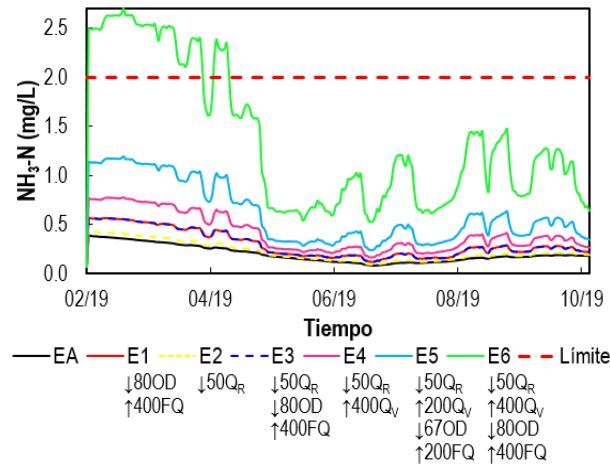
Gráfica 30. Serie de tiempo del NT.

6.3.12. Series de tiempo de Nitrógeno amoniacal.

Las variaciones de este parámetro están fuertemente relacionadas tanto con los caudales del río como con las concentraciones y caudales (Q) de los vertimientos, esto se evidencia al observar el E2 en la **Gráfica 31**, donde, aunque hubo una disminución a la mitad del Q del río, los Q y concentraciones de los vertimientos se mantuvieron, y como resultado se obtuvieron concentraciones muy similares a las del estado actual. Mientras que, en los escenarios como el E5 y E6 donde se variaron tanto el Q del río como el de los vertimientos y sus concentraciones, se generaron los cambios más significativos. El E5 nos muestra que el río puede soportar la disminución de su caudal a la mitad, y el aumento al triple del Q y concentraciones de los vertimientos, sin que se sobrepase el límite de referencia. El E6 fue el único en donde se sobrepasó el estándar de calidad de 2 mg/L, y solo ocurrió en los primeros meses simulados. La época seca de este parámetro fue la única que presentó una tendencia al incremento, es decir, que a condiciones de caudal disminuido a la mitad y aumento al quíntuple del Q y concentraciones de los vertimientos,

el río no es capaz de asimilar el nitrógeno amoniacal. Es importante tener en cuenta que en altas concentraciones el nitrógeno amoniacal puede ser tóxico para la vida acuática (Von-Sperling 2007).

Cabe resaltar que, al igual que con los NT, las concentraciones de nitrógeno amoniacal son mayores en la época seca que en la húmeda, esto contrasta con los resultados encontrados por Husaini et al. 2007, donde las mayores concentraciones se encontraron la época húmeda; mientras que en investigaciones como las de Girardi et al. (2016); Benjumea et al. (2018) y Villota (2019) sí se encontraron mayores concentraciones en la época seca, esto se asocia a la poca dilución por la disminución de caudales durante la época seca.

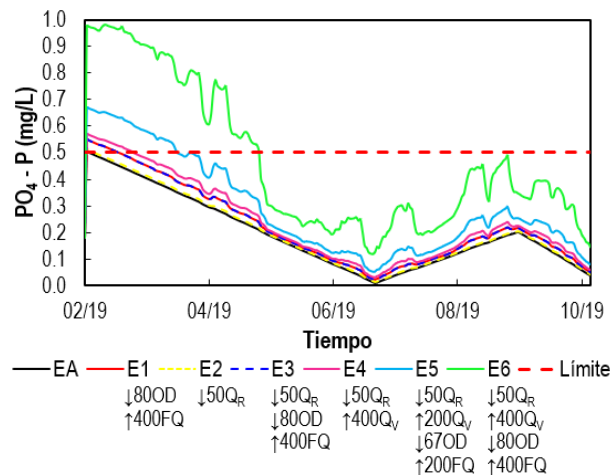


Gráfica 31. Serie de tiempo del NH₃-N.

6.3.13. Series de tiempo de Fosfatos.

De manera general se puede considerar que la capacidad de asimilación del río para este parámetro es buena debido a que se observa una degradación de este a través del tiempo, al final de la simulación, las concentraciones de fosfatos son significativamente menor que las concentraciones de la época seca. La serie de tiempo de los fosfatos muestra concentraciones mayores de estos en la época seca (**Gráfica 32**), esto se atribuye al incremento de concentraciones de contaminantes y nutrientes provocada por la reducción de los caudales y disminución de la capacidad de dilución, esto además puede contribuir a la proliferación de algas y decaimiento de los niveles de OD (Montes et al. 2013) especialmente si las condiciones del río son las del E6.

E6 es el más perjudicial para el río, ya que sus condiciones provocan un aumento muy importante de las concentraciones de fosfatos en la época seca, en la cual se sobrepasa el límite de referencia de 0.5 mg/L. Los escenarios E1, E3 y E4 muestran también que durante los primeros días de simulación se sobrepasa el límite, lo que indica que este parámetro es sensible a los cambios en las concentraciones de los vertimientos, ya que en el escenario 2, donde solo se disminuyó el caudal del río, las concentraciones variaron poco con respecto al estado actual, y no sobrepasaron el estándar. Se destaca que para la época húmeda las concentraciones de los fosfatos no sobrepasan el límite en ninguno de los escenarios simulados. En diversas investigaciones se puede encontrar un comportamiento similar, mayores concentraciones en la época seca y menores en la época húmeda (Igbinosa et al. 2009; Peña 2019; Pan et al. 2020).

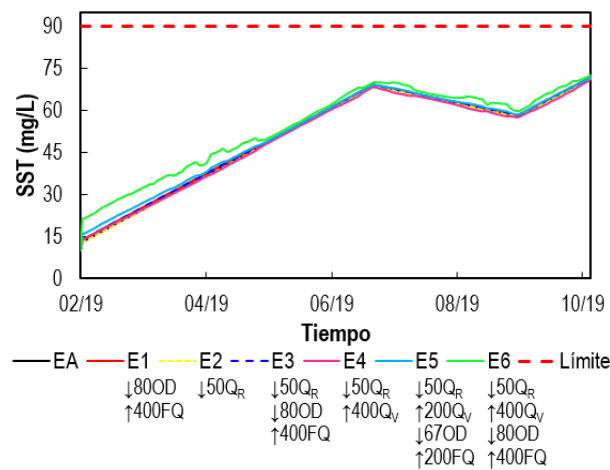


Gráfica 32. Serie de tiempo de los PO₄.

6.3.14. Series de tiempo de Sólidos Suspendedos Totales.

En la **Gráfica 33** se observa que, a diferencia de los demás parámetros, los SST tienen una tendencia al aumento en la mayoría de meses. En la temporada seca las concentraciones de este parámetro son significativamente menores que en la temporada húmeda, esto se asocia al incremento de los procesos de erosión durante la temporada lluviosa (Fregoso-López 2020), en diferentes investigaciones también se ha evidenciado este comportamiento (Agustine et al. 2018 y Benjumea et al. 2018). Aunque el aumento de SST es significativo en la temporada lluviosa, no se sobrepasa el límite de calidad de 90 mg/L en ninguno de los escenarios lo que supone una buena capacidad de asimilación en el río. El río es capaz de soportar las condiciones más extremas (E6), sin que se

sobrepase el estándar de calidad. El análisis de los SST es de gran importancia para los estudios de calidad del recurso hídrico ya que puede llegar a influir en la variabilidad de otros parámetros. Una de sus principales efectos es la reducción de la actividad fotosintética por la disminución del paso de luz (Bolaños et al. 2015 y Rubio et al. 2017), de la misma forma, las concentraciones altas de SST sofocan los hábitats bentónicos e interfiere con las actividades de alimentación y adicionalmente, las partículas en suspensión promueven la absorción de nutrientes, compuestos orgánicos y otros contaminantes potenciales (Graham et al. 2014).



Gráfica 33. Serie de tiempo de los SST.

La **Tabla 6** muestra los resultados de la variación de los parámetros de calidad por día, para los meses de marzo (época seca) y octubre (época húmeda). Se puede observar que la capacidad de asimilación para la DQO es buena durante la época lluviosa ya que en todos los escenarios existe una disminución de su concentración, a diferencia de la época seca, en la cual se observa un incremento en las concentraciones para todos los escenarios, a causa de la disminución de caudales de esta época que no permite la dilución de los contaminantes, como resultado el río no está siendo capaz de asimilar las concentraciones de DQO. En E6 se observa un mayor incremento diario (0.0603 mg/L) de la DQO, por lo tanto, es el que tiene mayores efectos negativos sobre la calidad del agua del río. Para el caso del OD, se observa una tendencia negativa para el mes de época seca y húmeda analizado. En ambos meses se observa una disminución de este parámetro, lo que indica que este está siendo perjudicado por las diferentes descargas y contaminantes de la zona, sin embargo, esta reducción en las concentraciones no es significativa debido

a que los valores de disminución diarios son pequeños y en ninguno de los escenarios los valores de OD son menores que el límite recomendado de 4 mg/L (**Gráfica 29**). Para el NT se observa que durante la época seca el NT tiene una tendencia a disminuir, mientras que para la época húmeda tiene una tendencia a aumentar (**Tabla 6**); sin embargo, esto no indica que la capacidad de asimilación en la época seca sea mejor que en la húmeda. Este comportamiento se da por la influencia de los procesos hidrológicos de lluvia-escorrentía sobre la transferencia de nutrientes a cuerpos de agua. En este sentido, la tendencia a aumento durante la época húmeda puede ser resultado de los aportes de NT al río, producto de los procesos lluvia-escorrentía, pero el aumento de caudales durante esta época a su vez, genera una disminución del NT en comparación con los valores de época seca. Resultados similares fueron obtenidos por Pan et al. (2020), donde se encontraron concentraciones menores de nutrientes en la época húmeda que en la seca, sin embargo, se observó un aumento de flujo de los nutrientes durante la época húmeda que en la seca. Con respecto al N-NH₃ se observa que el río está degradando este parámetro en los meses analizados, excepto en la época seca del E6 donde presentó una tendencia al incremento (0.0014 mg/L por día). Los fosfatos tienen un comportamiento similar al nitrógeno amoniacal, para todas las épocas se presentan disminuciones diarias en su concentración, lo que se traduce en una buena capacidad de asimilación. A diferencia de los demás parámetros, los SST tienen una tendencia al aumento en todos los escenarios.

Tabla 6. Variaciones de los parámetros simulados para cada época y escenario.

Escenario	VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN (mg/L) POR DÍA						
	DQO	OD	NT	N-NH ₃	Fosfatos	SST	
E1	Seca	0.0397	-0.0089	-0.0165	-0.0015	-0.0034	0.4008
	Húmeda	-0.0371	-0.0589	0.0068	-0.0013	-0.0051	0.3849
E2	Seca	0.0370	-0.0079	-0.0165	-0.0017	-0.0035	0.3974
	Húmeda	-0.0272	-0.0569	0.0086	-0.0001	-0.0049	0.3924
E3	Seca	0.0397	-0.0089	-0.0165	-0.0015	-0.0034	0.4008
	Húmeda	-0.0371	-0.0589	0.0068	-0.0013	-0.0051	0.3849
E4	Seca	0.0391	-0.0079	-0.0151	-0.0011	-0.0032	0.3793
	Húmeda	-0.0455	-0.0539	0.005	-0.0026	-0.0053	0.3976
E5	Seca	0.0447	-0.0079	-0.0145	-0.0006	-0.0031	0.3915
	Húmeda	-0.0679	-0.055	0.0007	-0.0052	-0.006	0.3791
E6	Seca	0.0603	-0.0081	-0.011	0.0014	-0.0026	0.3901
	Húmeda	-0.1484	-0.0528	-0.015	-0.0151	-0.0083	0.3455

Los valores positivos representan incremento y los valores negativos representan disminución.

7. CONCLUSIONES

Tomando como referente las normativas nacional e internacional se puede concluir que en general el río Sinú posee una buena calidad del agua, debido a que parámetros como temperatura, OD, DQO, SST, PO₄ y NH₃-N, no superan los niveles de referencia establecidos en todo el trayecto del tramo de estudio.

La implementación del modelo hidrodinámico y de calidad de agua EFDC Explorer mostró un ajuste adecuado de los datos medidos con respecto a los calculados por el modelo, especialmente en los de nivel de agua del río, temperatura, fosfatos y nitrógeno total, lo que generó confianza sobre la capacidad de adaptación del modelo para las condiciones hidrodinámicas y de calidad de agua del río.

El cálculo del factor de asimilación sirvió para determinar los periodos más vulnerables del río Sinú, en los que este tendrá menor capacidad de dilución y por ende menor capacidad de asimilación de una carga contaminante fijo. Encontrando que el río presentara una menor capacidad de asimilación para todos los parámetros exceptuando los SST en los meses de marzo a mayo (época seca). Para estos fue en la época húmeda.

Las simulaciones espaciotemporales dadas por el modelo permitieron evidenciar el efecto que poseen los vertimientos sobre la capacidad de asimilación del río Sinú, pues las concentraciones de los parámetros aumentan (DQO, SST, PO₄, NT y NH₃-N), o disminuyen significativamente (OD), aguas abajo de los vertimientos, especialmente después del segundo vertimiento debido a que este se ha hecho sobre una corriente que ya está contaminada por vertimientos previos, lo que provoca que la corriente vaya reduciendo su capacidad de asimilar la carga contaminante y de restituir su calidad de forma natural. Además, permitieron evaluar la capacidad de asimilación a lo largo del tiempo, observando mayor capacidad de asimilación del río de parámetros como DQO, OD, PO₄, NT y NH₃-N durante la época lluviosa que durante la época seca. De manera general se puede considerar que la capacidad de asimilación del río para estos parámetros es buena a lo largo del tiempo.

Los escenarios de aumento y disminución de concentraciones de los parámetros y flujos de los vertimientos permitieron evaluar la capacidad de asimilación del río. Se pudo notar que el río posee mayor sensibilidad a los cambios de los caudales de los vertimientos que a los de las concentraciones de estos. El escenario que más efecto tuvo sobre la capacidad de asimilación del río fue E6, el cual consistió en una disminución del 50% del caudal del río, un aumento al quíntuple del caudal, T, NT, NH₃-N, DQO, PO₄ y SST de los vertimientos, además de una disminución a la quinta parte del OD de estos mismos. Logrando que parámetros como NT, NH₃-N, DQO y PO₄, superaran los niveles de referencia establecidos y se presentaran las mayores variaciones en las concentraciones de todos los parámetros.

La modelación de la calidad del agua del río Sinú, sirve como punto de partida para que las autoridades ambientales competentes, puedan evaluar los efectos que tendría un vertimiento sobre la capacidad de asimilación del río, además, constituye una herramienta fundamental para la planeación, diseño e implementación de programas de control de la contaminación de los recursos hídricos.

8. RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar estudios más detallados de los que se puedan obtener datos del comportamiento de los parámetros fisicoquímicos y biológicos de calidad del agua en una escala temporal mucho más amplia y con mayor frecuencia de obtención de los datos. Del mismo modo, con el fin de conocer más a fondo la hidrodinámica del cuerpo de agua, se recomienda la realización de campañas de medición de velocidades a lo largo del río.

Para realizar estudios mucho más profundos que complementen la presente investigación, se recomienda analizar no solo el efecto de los vertimientos puntuales, sino que también el de los difusos, que se presentan a lo largo del río.

9. BIBLIOGRAFÍA

- ✓ Acosta, K. 2013. La economía de las aguas del Río Sinú. Banco de la República -Centro de estudios económicos regionales (CEER). Cartagena. 194: 17-39.
- ✓ Aguilar, S y Solano, G. (2018). *Evaluación del impacto por vertimientos de aguas residuales domésticas, mediante la aplicación del índice de contaminación (ICOMO) en Caño Grande, localizado en Villavicencio-Meta.* <https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/14218/2018aguilarsantiago.pdf?sequen>
- ✓ Agustine, A., Wuana, R.A. y Silas, I. (2018). *Seasonal variation in water quality parameters of river Mkomon Kwande local government area, Nigeria. IJRRPCS, 5 (1): 42-62.* <https://cutt.ly/2bSLiyn>
- ✓ Alean, L. (2009). *Modelación de la capacidad máxima de asimilación de vertimientos de carga orgánica en la ciénaga de Mesolandia en el departamento del Atlántico [Trabajo de grado de maestría, Universidad Nacional de Colombia].* <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/11371>
- ✓ ANLA. 2013. Anexo 3. Metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial. Autoridad Nacional De Licencias Ambientales (ANLA) - Subdirección De Instrumentos, Permisos Y Trámites Ambientales. Bogotá. 4-25.
- ✓ Arnold, Jeffrey G., Moriasi, Daniel N., Gassman, Philip W., Abbaspour, Karim C., White, Michael J., Srinivasan, Raghavan., Santhi, Chinnasamy., Harmel, Daren., van Griensven, Ann., Van Liew, Michael W., Kannan, Narayanan., and Jha, Manoj K. (2012). *SWAT: Model use, calibration, and validation.* (2012). *Biological Systems Engineering: Papers and Publications.* 406. <https://digitalcommons.unl.edu/biosysengfacpub/406>
- ✓ Arroyave, D., Moreno, A., Toro, F., Gallego, D & Carvajal, L. (2013). *Estudio del modelamiento de la calidad del agua del río Sinú, Colombia.* <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/621>
- ✓ Australian Government Initiative -AGI-. (2017). *Conceptual models.* <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/key-concepts/conceptual-models>

- ✓ Barahosa, Y., Luna, J., Romero, I. (2017). *Calidad bacteriológica del agua de los ríos Manaure y Casacará, departamento del Cesar, Colombia. Luna Azul. doi: 10.17151/luaz.2018.46.7*
- ✓ Barbosa, S. (2013). *Modelación hidrodinámica y de calidad de agua del sistema integrado embalse Muña - Río Bogotá. https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/51316*
- ✓ Beaupré, L., St-Hilaire, A., Daigle, A y Bergeron, N. (2020). *Comparison of a deterministic and statistical approach for the prediction of thermal indices in regulated and unregulated river reaches: case study of the Fourchue River (Québec, Canada). Water Quality Research Journal 55 (4): 394–408. https://doi.org/10.2166/wqrj.2020.001*
- ✓ Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). *Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat., 42(165), 353-363. https://doi.org/10.18257/raccefyn.777*
- ✓ Bolaños, J; Montero, N; Rodríguez, N y Sánchez, A. (2015). *Calidad de aguas superficiales: estudio de la Quebrada Estero, ubicada en San Ramón. Revista Pensamiento Actual - Vol. 15 - No. 25, 2015 - Universidad de Costa Rica - Sede de Occidente. https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/pensamiento-actual/article/view/22593*
- ✓ Burigato Costa, C. M. da S., da Silva Marques, L., Almeida, A. K., Leite, I. R., & de Almeida, I. K. (2019). *Applicability of water quality models around the world—a review. Environmental Science and Pollution Research. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06637-2*
- ✓ Casanova, J., Figueroa, A. (2014). *Determinación del caudal ambiental y su relación con variables indicadoras de calidad del recurso hídrico. Luna Azul, 40, 05 – 24. https://doi.org/10.17151/luaz.2015.40.2*
- ✓ Cassel, K. W. (2013). *Numerical Grid Generation. Variational Methods with Applications in Science and Engineering, 379–402. doi:10.1017/cbo9781139136860.014*
- ✓ Chang, F.-J., Tsai, Y.-H., Chen, P.-A., Coynel, A., & Vachaud, G. (2015). *Modeling water quality in an urban river using hydrological factors – Data driven approaches.*

- ✓ Chapra, Steven. *Surface Water-Quality Modelling*. Illinois: Waveland Press, Inc., 2008.
- ✓ Chaulya, S. K., & Prasad, G. M. (2016). Application of Cloud Computing Technology in Mining Industry. *Sensing and Monitoring Technologies for Mines and Hazardous Areas*, 351–396. doi:10.1016/b978-0-12-803194-0.00007-6
- ✓ Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y del San Jorge -CVS-. (2004). *Diagnóstico Ambiental de la cuenca hidrográfica del río Sinú*.
- ✓ Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y del San Jorge -CVS-. (2018). *Reporte de resultados de laboratorios realizados a las salidas de las PTAR de la ciudad de Montería*.
- ✓ Cruz, J. (2016). *Evaluación de la capacidad de asimilación de nitrógeno y fósforo en ríos de montaña y su relación con el crecimiento de perifiton. Caso de estudio río Subachoque. [Ingeniero ambiental, Universidad de los Andes].* <http://hdl.handle.net/1992/18119>
- ✓ Cuesta-Parra, D., Velazco-Rincón, C y Castro-Pardo, J. (2018). Evaluación ambiental asociada a los vertimientos de aguas residuales generados por una empresa de curtiembres en la cuenca del río Aburrá. *Revista UIS Ingenierías*, vol. 17, núm. 2, pp. 141-151, 2018. <https://doi.org/10.18273/revuin.v17n2-2018013>.
- ✓ Decreto 1076/2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible, 383-387, Bogotá, Colombia (2015)
- ✓ Dehghani Darmian, M., Khodabandeh, F., Azizyan, G. et al. (2020). *Analysis of assimilation capacity for conservation of water quality: controllable discharges of pollutants.* <https://link.springer.com/article/10.1007/s12517-020-05907-5#citeas>
- ✓ Denkenberger, J. S., O'Donnell, D. M., Driscoll, C. T., & Effler, S. W. (2007). Robotic Monitoring to Assess Impacts of Zebra Mussels and Assimilative Capacity for a River. *Journal of Environmental Engineering*, 133(5), 498–506. doi:10.1061/(asce)0733-9372(2007)133:5(498)
- ✓ Ebrahimi, N.G., Fathi-Moghadam, M., Kashefipour, S.M., Saneie, M y Ebrahimi, K. (2008). Effects of Flow and Vegetation States on River Roughness

- Coefficients. *Journal of Applied Sciences*, 8: 2118-2123.
<https://scialert.net/abstract/?doi=jas.2008.2118.2123>
- ✓ Environmental Protection Agency -EPA-. (2009). *Hydrodynamic and Water Quality Modeling Report for Peace River and Charlotte Harbor, Florida*.
http://www.polk.wateratlas.usf.edu/upload/documents/37b_charlotte_harbor_hydrodynamic_water_quality_modeling_report.pdf
 - ✓ Environmental Protection Agency -EPA-. (May 22, 2019). *Environmental modelling*.
<https://www.epa.gov/measurements-modeling/environmental-modeling>
 - ✓ Environmental Protection Agency -EPA-. (8 de julio de 2020). *Environmental Fluid Dynamics Code (EFDC)*. *Environmental Modeling Community of Practice*.
<https://www.epa.gov/ceam/environmental-fluid-dynamics-code-efdc>
 - ✓ Erena, M., Domínguez, J. A., Atenza, J. F., García-Galiano, S., Soria, J., & Pérez-Ruzafa, Á. (2020). Bathymetry Time Series Using High Spatial Resolution Satellite Images. *Water*, 12(2), 531. doi:10.3390/w12020531
 - ✓ Farhadian, M., Haddad, O. B., Seifollahi-Aghmiuni, S., & Loáiciga, H. A. (2015). Assimilative Capacity and Flow Dilution for Water Quality Protection in Rivers. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 19(2), 04014027. doi:10.1061/(asce)hz.2153-5515.0000234
 - ✓ Fera, J., Náder, D & Meza, S. (2016). *Tasas de desoxigenación y reaireación para el río Sinú*. <http://rcientificas.uninorte.edu.co/index.php/ingenieria/article/viewArticle/7712/10025>
 - ✓ Fisher, K y Dawson, H. (2003). *Roughness Review*. http://www.river-conveyance.net/ces/documents/RoughnessReviewFinal_July07.pdf
 - ✓ Fu, B., Weber, T., Cuddy, S.M., Silburn, M., Crokea, B.F.W., Ellis, R., Hall, J., Beecham, R., Waters, D. & Jakeman, A.J. (2017). *Conceptual modelling for water quality management*.
https://www.researchgate.net/publication/322517522_Conceptual_modelling_for_water_quality_management
 - ✓ García, F., Palacio, C y García, U. (2008). *Generación de mallas no estructuradas para la implementación de modelos numéricos*.
<https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/9549/11472>

- ✓ García, M & Ruiz, D. (2018). *Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en dos dimensiones del cuerpo hídrico léntico zona sur del humedal Capellania, localidad de Fontibón, Bogotá D.C. Colombia con el software IBER.* <https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/14308/2018mariagarcia.pdf?isAllowed=y&sequence=1>
- ✓ GB 3838-2002. Estándares de calidad ambiental para aguas superficiales. Ministerio de ecología y medio ambiente de la PRC, 1-2, República Popular de China (2002).
- ✓ Gedam VV, Kelkar PS, Jha RK, Khadse GK, Labhasetwar PK. (2012). *Assessment of assimilative capacity of Kanhan river stretch using MIKE-11 modeling tool.* <https://cutt.ly/BlINYpb>
- ✓ Girardi, R., Pinheiro, A., Pospissil, L & Torres, É. (2016). Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. *RBRH*, 21(3), 514-524. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011615179>
- ✓ Gong, R., Xu, L., Wang, D., Li, H., & Xu, J. (2016). Water Quality Modeling for a Typical Urban Lake Based on the EFDC Model. *Environmental Modeling & Assessment*, 21(5), 643–655. doi:10.1007/s10666-016-9519-1
- ✓ Gosilico. (s.f.). *MECHANISTIC VS. STATISTICAL MODELS.* <https://gosilico.com/technology/mechanistic-vs-statistical-models/>
- ✓ Graham, J; Stone, M; Rasmussen, T; Foster, G; Poulton, B; Paxson, C y Harris, T. (2014). *Effects of Wastewater Effluent Discharge and Treatment Facility Upgrades on Environmental and Biological Conditions of Indian Creek, Johnson County, Kansas, June 2004 through June 2013.* <https://pubs.usgs.gov/sir/2014/5187/pdf/sir2014-5187.pdf>
- ✓ Gurjar, S. K., & Tare, V. (2019). Spatial-temporal assessment of water quality and assimilative capacity of river Ramganga, a tributary of Ganga using multivariate analysis and QUEL2K. *Journal of Cleaner Production*, 222, 550–564. doi:10.1016/j.jclepro.2019.03.064
- ✓ Guzmán, Isabel., Watson, F., Villagra, K & Casasola, R. *Modelación hidrodinámica y morfológica del Río La Estrella, Limón.* <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/9154>

- ✓ Hashemi Monfared, S.A., Dehghani Darmian, M., Snyder, S.A. et al. (2017). Water Quality Planning in Rivers: Assimilative Capacity and Dilution Flow. *Bull Environ Contam Toxicol* 99, 531–541 (2017). <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2182-7>
- ✓ Hernández, J. y Martínez, D. (2016). *Modelación hidrodinámica y de la calidad del agua para la evaluación ambiental de vertimientos generados a la ciénaga Mesolandia, Atlántico – Colombia*. <https://repositorio.cuc.edu.co/handle/11323/644>
- ✓ Hoang Ngoc, Tuong Van & Tran, Loc. (2012). *Assessment of assimilative capacity of dong ba and bach yen river branches, Hue city*. <https://cutt.ly/FIIMGiv>
- ✓ Husaini, C; Gbodi, A; Orisakwe, O; Ogbadoyi, E; Ali, J; Hussaini, M; Garba, S; Afonne, J y Pam, H. (2007). *Seasonal Nitrate Content of Stream Water, Soil and Some Foodstuffs Samples in Abuja Municipal Area of Federal Capital Territory, Nigeria*. *Journal of Health Science* 53(4):359-364. DOI:10.1248/jhs.53.359
- ✓ IDEAM. 2002. *Guía Para El Monitoreo De Vertimientos, Aguas Superficiales Y Subterráneas*. 6-7
- ✓ Igbinosa, E.O., Okoh, A.I. (2009). *Impact of discharge wastewater effluents on the physico-chemical qualities of a receiving watershed in a typical rural community*. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 6, 175–182. <https://doi.org/10.1007/BF03327619>
- ✓ Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales -IDEAM-. *Batimetrías*. <http://www.ideam.gov.co/web/agua/batimetrías>
- ✓ International Water Association -IWA-. (2018). *Wastewater Report 2018. The Reuse Opportunity*. <http://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2018/02/OFID-Waste-water-report-2018.pdf>
- ✓ Islam, M., Uddin, M., Tareq, S., Shammi, M., Kamal, A., Sugano, T., Kurasaki, M., et al. (2015). *Alteration of Water Pollution Level with the Seasonal Changes in Mean Daily Discharge in Three Main Rivers around Dhaka City, Bangladesh*. *Environments*, 2(4), 280–294. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/environments2030280>
- ✓ Ismail, A y Robescu, D. (2017). *Application of a one-dimensional steady state model for simulation the water quality in a large river: a case study of the Danube river*. https://www.scientificbulletin.upb.ro/rev_docs_arhiva/full1a6_931385.pdf
- ✓ Jaya, F. (2017). *Estudio de los sólidos suspendidos en el agua del rio Tabacay y su vinculación con la cobertura vegetal y usos del suelo en la microcuenca*.

<https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/28542/1/Trabajo%20de%20titulacio%20n.pdf>

- ✓ Keller, V. D. J., Williams, R. J., Lofthouse, C., & Johnson, A. C. (2014). Worldwide estimation of river concentrations of any chemical originating from sewage-treatment plants using dilution factors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(2), 447–452. doi:10.1002/etc.2441
- ✓ Kim, J., Lee, T., & Seo, D. (2017). Algal bloom prediction of the lower Han River, Korea using the EFDC hydrodynamic and water quality model. *Ecological Modelling*, 366, 27–36. doi:10.1016/j.ecolmodel.2017.10.015
- ✓ Kulikova, D., Kovrov, O., Buchavy, Y., & Fedotov, V. (2018). GIS-based Assessment of the Assimilative Capacity of Rivers in Dnipropetrovsk Region. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 27(2), 274-285. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/111851>
- ✓ Kwan, S., Vasquez, J. A., Millar, R. G., & Steffler, P. M. (2011). A Fast Method for 3D CFD Modeling of a Long River Reach. *World Environmental and Water Resources Congress 2011*. doi:10.1061/41173(414)219
- ✓ Lee, I., Hwang, H., Lee, J., Yu, N., Yun, J., & Kim, H. (2017). *Modeling approach to evaluation of environmental impacts on river water quality: A case study with Galing River, Kuantan, Pahang, Malaysia*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380017300674>
- ✓ Lees, M.J., Camacho, L.A., Whitehead, P. 1998. Extension of the QUASAR river quality model to incorporate dead-zone mixing. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2: 353-365.
- ✓ León, L. (2001). Nonpoint source pollution: a distributed water quality modeling approach. *Water Research*, 35(4), 997–1007. doi:10.1016/s0043-1354(00)00336-5
- ✓ Liu, L. (2018). *Application of a Hydrodynamic and Water Quality Model for Inland Surface Water Systems*. Applications in Water Systems Management and Modeling. doi:10.5772/intechopen.74914
- ✓ Loucks D.P., van Beek E. (2017). Water Quality Modeling and Prediction. In: *Water Resource Systems Planning and Management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44234-1_10

- ✓ Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). *Guía nacional de modelación del recurso hídrico para aguas superficiales continentales*. http://www.andi.com.co/Uploads/Gu%C3%ADa_modelaci%C3%B3n_Final_%20aguasuperficialcontinental.pdf
- ✓ Montes, R; Navarro, I; Domínguez, R y Jiménez, B. (2013). Modificación de la capacidad de autodepuración del río Magdalena ante el cambio climático. *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. IV, núm. 5, noviembre-diciembre de 2013, pp. 71-83. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v4n5/v4n5a5.pdf>
- ✓ Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., Veith T. L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*, 50(3): 885–900.
- ✓ Muñoz, Hipólito., Orozco, Saturnino., Vera, Andrea., Suárez, Juan., García, Edelmira., Neria, Mercedes & Jiménez, José. (2015). *Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México*. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(5), 59-74. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222015000500005&lng=es&tlng=es
- ✓ Muñoz-Nava, H; Suárez-Sánchez, J y Vera-Reyes, A. (2013). *Relación entre el nitrógeno y las microcuencas del río Zahuapan, México*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. IV, núm. 4, septiembre-octubre de 2013, pp. 47-61. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v4n4/v4n4a3.pdf>
- ✓ Nirmala Khandan, N. (2002). *Modeling tools for environmental engineers and scientists*. <https://cutt.ly/2blEh3x>
- ✓ Novo, P. (2017). *Accounting for the Assimilative Capacity of Water Systems in Scotland*. *Water* 2017, 9, 559. <https://doi.org/10.3390/w9080559>
- ✓ NTC-ISO 5667/2. Norma Técnica Colombiana sobre Gestión ambiental. Calidad del agua. Muestreo. Parte 2: Guía general para técnicas de muestreo. Bogotá, Colombia (1995).

- ✓ NTC-ISO 5667/3. Norma Técnica Colombiana sobre Gestión ambiental. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Directrices para la preservación y manejo de muestras. Bogotá, Colombia (2004).
- ✓ Ochoa, S., Reyna, T., Reyna, S., García, M., Labaque, M & Díaz, M. (2016). *Modelación hidrodinámica del tramo medio del río Ctalamochita, Provincia de Córdoba*. Revista De La Facultad De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales, 3(2), 95–101. <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFyN/article/view/11847>
- ✓ Organización Mundial de la Salud -OMS-. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*.
https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqachapter3.pdf
- ✓ Organización Mundial de la Salud -OMS-. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/9408>
- ✓ Pan, L., Dai, J., Wu, Z., Wan, Z., Zhang, Z., Han, J., Li, Z., et al. (2020). *Spatio-Temporal Dynamics of Riverine Nitrogen and Phosphorus at Different Catchment Scales in Huixian Karst Wetland, Southwest China*. Water, 12(10), 2924. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w12102924>
- ✓ Peña, D. (2019). *Diagnóstico de la calidad de agua de la microcuenca quebrada Las Delicias cerros orientales de Bogotá a partir de los parámetros químicos de acuerdo con la normatividad colombiana vigente. [Ingeniero ambiental, Universidad Cooperativa de Colombia]* <https://repository.ucc.edu.co/handle/20.500.12494/15107>
- ✓ Pérez, J. (2015). *Modelación de la calidad del agua rio Azul, municipio de Pijao - departamento del Quindío*. <https://www.crq.gov.co/images/Info-Ciudadano/Descarga%20documentos/MODELACIONRIOAZUL.pdf>
- ✓ Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahant, P., Somlyódy, L y Vanrolleghem, P. (1998). *River Water Quality Modelling: I. State of the art*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S027312239800660X>
- ✓ Resolução CONAMA N° 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. DOU n° 053, 58–63, Brasil (2005).

- ✓ Resolución 2115/2007. Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Los Ministros de la Protección Social y de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2-5, Bogotá, Colombia (2007).
- ✓ Ribeiro, A. (2014). *River Water Quality Modelling for River Basin and Water Resources Management*. <https://core.ac.uk/download/pdf/143407244.pdf>
- ✓ Ritter, A., y Muñoz-Carpena, R. 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480 (2013): 33–45.
- ✓ Rivas, Z; Sánchez, J; Troncone, F; Márquez, R; Ledo de Medina, H; Colona, M y Gutiérrez, E. (2009). *Nitrógeno y fósforo totales de los ríos tributarios al sistema lago de Maracaibo, Venezuela*. *Interciencia*, vol. 34, núm. 5, mayo, 2009, pp. 308-314. <https://www.redalyc.org/pdf/339/33911403002.pdf>
- ✓ Rodríguez, C y Silva, M. (2015). *Calidad del agua en la microcuenca alta de la quebrada Estero en San Ramón de Alajuela, Costa Rica*. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/pensamiento-actual/article/view/22597/24020>
- ✓ Rodríguez, D. (2020). *Implementación del modelo de calidad de agua QUAL2K, sobre un tramo del río Pamplonita, para simulación de escenarios*. <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/25529>
- ✓ Rojas, A. (2011). *Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia. [Magister en Ingeniería-Recursos Hidráulicos, Universidad Nacional de Colombia]*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/7652>
- ✓ Rubio, A., Amézquita, L & Martínez, E. (2017). *Determinación de la capacidad de asimilación del vertimiento de la PTAR del municipio de Tenjo - Cundinamarca en la quebrada Churuguaco mediante el modelo QUAL2KW. [Especialista en Recursos Hídricos, Universidad Católica De Colombia]*. <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/14631>
- ✓ Sandbach, S. D., Nicholas, A. P., Ashworth, P. J., Best, J. L., Keevil, C. E., Parsons, D. R., Simpson, C. J. (2018). Hydrodynamic modelling of tidal-fluvial flows in a large

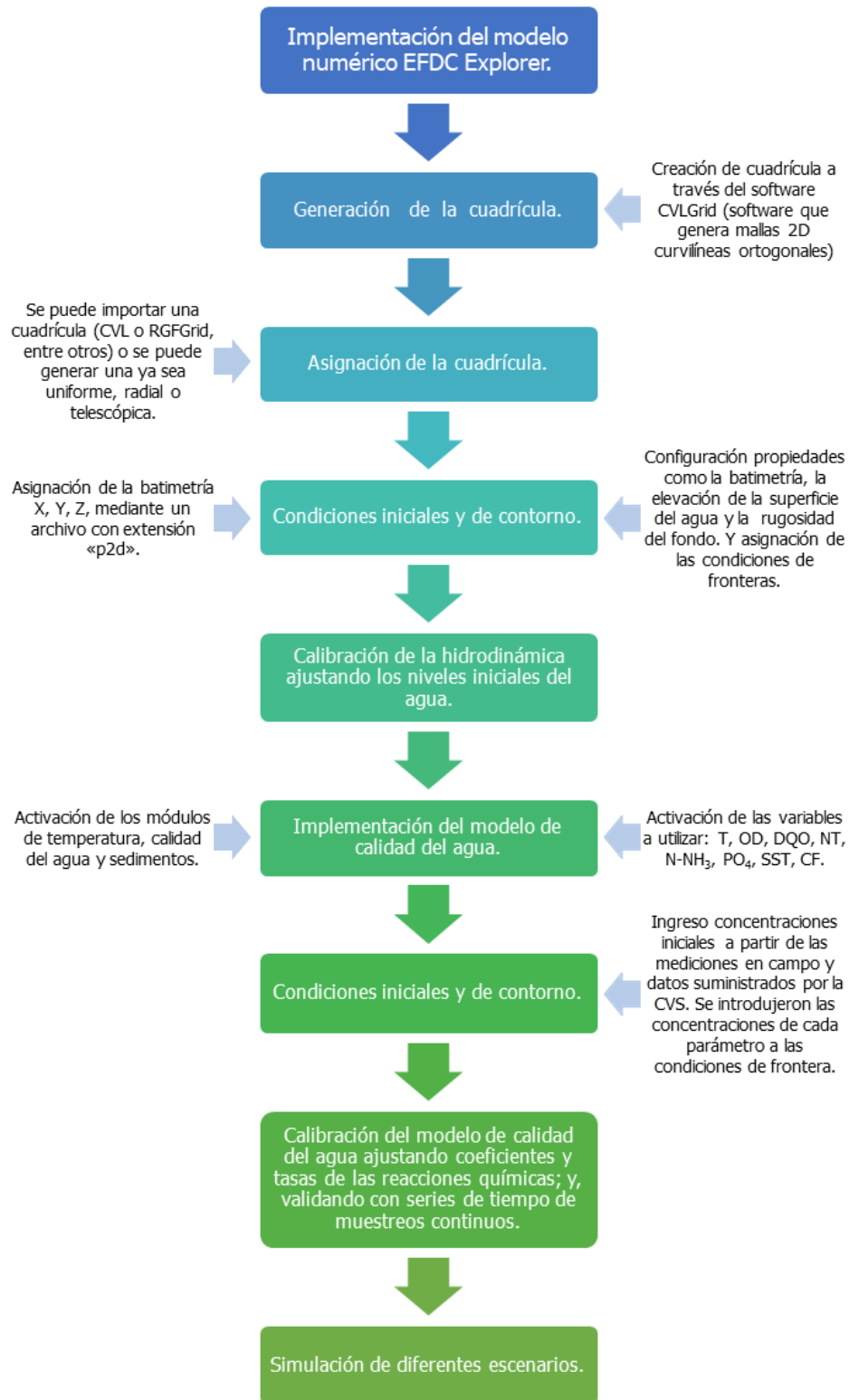
- river estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212, 176–188. doi:10.1016/j.ecss.2018.06.023
- ✓ Schilling, K. E., Gassman, P. W., Arenas-Amado, A., Jones, C. S., & Arnold, J. (2018). Quantifying the contribution of tile drainage to basin-scale water yield using analytical and numerical models. *Science of The Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.340
 - ✓ Shen, J., & Lin, J. (2006). Modeling study of the influences of tide and stratification on age of water in the tidal James River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(1-2), 101–112. doi:10.1016/j.ecss.2006.01.014
 - ✓ Somlyódy, L & Varis, O. (1992). *Water Quality Modeling of Rivers and Lakes*. <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/3657/1/WP-92-041.pdf>
 - ✓ Suresh Kr Gurjar & Vinod Tare. (2019). Spatial-temporal assessment of water quality and assimilative capacity of river Ramganga, a tributary of Ganga using multivariate analysis and QUEL2K. *Journal of Cleaner Production*, 222: 550-564, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.064>.
 - ✓ Torres-Bejarano F., H. Ramírez-León, C. Rodríguez-Cuevas, M. P. Tejera-González & M. C Vásquez Jaraba. (2015). Validación de un modelo hidrodinámico y calidad del agua para el Río Magdalena, en el tramo adyacente a Barranquilla, Colombia. *Hidrobiológica* 25 (1): 7- 23.
 - ✓ Torres-Bejarano, F., Padilla Coba, J., Rodríguez Cuevas, C., Ramírez León, H., Cantero Rodelo, R. 2016. La modelación hidrodinámica para la gestión hídrica del embalse del Guájaro, Colombia. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 32 (3):163-172.
 - ✓ Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2020). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218. doi:10.1016/j.ecolind.2020.107218
 - ✓ United States Geological Survey -USGS-. (s.f.). *Water-Quality Modeling Group*. https://www.usgs.gov/centers/or-water/science/water-quality-modeling-group?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects

- ✓ Universidad Nacional de Colombia. (2010). *Modelación dinámica de la calidad del agua del río Bogotá*. <http://orarbo.gov.co/apc-aa-files/57c59a889ca266ee6533c26f970cb14a/escenarios-y-analisis-de-resultados.pdf>
- ✓ Urrego, E. (2017). *Determinación del comportamiento del oxígeno disuelto en la cuenca alta del río Tunjuelo mediante la utilización de las ecuaciones de Streeter y Phelps*.
<https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/14480/3/ARTICULO%20-%20ERIKA%20JULIETH%20URREGO.pdf>
- ✓ Valbuena, L. 2017. Geomorfología y condiciones hidráulicas del sistema fluvial del río Sinú. Integración multiescalar 1945 – 1999 – 2016. Tesis Maestría, Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
- ✓ Villota, C. (2019). *Modelación numérica de la calidad del agua en el río Gallinas, estado de San Luis Potosí, México [Trabajo de grado maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí]*.
<http://ciep.ing.uaslp.mx/tesis/tesisPDF/972019102872865102013.pdf>
- ✓ Von Sperling, M. (2007). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*.
<https://iwaponline.com/ebooks/book/72/Wastewater-Characteristics-Treatment-and-Disposal>
- ✓ Wang, Q., Zhao, X., Yang, M., Zhao, Y., Liu, K & Ma, Q. (2011). *Water Quality Model Establishment for Middle and Lower Reaches of Hanshui River, China*. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11769-011-0504-y>
- ✓ Wu, Z., Lai, X., & Li, K. (2020). *Water quality assessment of rivers in Lake Chaohu Basin (China) using water quality index*. *Ecological Indicators*, 121, 107021. doi:10.1016/j.ecolind.2020.107021
- ✓ Yagel, R., Reed, D. M., Law, A., Po-Wen Shih, & Shareef, N. (1996). *Hardware assisted volume rendering of unstructured grids by incremental slicing*. *Proceedings of 1996 Symposium on Volume Visualization*. doi:10.1109/svv.1996.558043
- ✓ Yi, Y., Tang, C., Yang, Z., Zhang, S., & Zhang, C. (2017). A One-Dimensional Hydrodynamic and Water Quality Model for a Water Transfer Project with Multihydraulic Structures. *Mathematical Problems in Engineering*, 2017, 1–11. doi:10.1155/2017/2656191

- ✓ Yuceer, M & Coskun, M. A. (2016). *Modeling Water Quality In Rivers: A Case Study Of Beylerderesi River In Turkey*. http://www.aloki.hu/pdf/1401_383395.pdf
- ✓ Zamani, B., & Koch, M. (2020). Comparison Between Two Hydrodynamic Models in Simulating Physical Processes of a Reservoir with Complex Morphology: Maroon Reservoir. *Water*, 12(3), 814. doi:10.3390/w12030814
- ✓ Zhen-Gang Ji. (2017). *Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. <https://doi.org/10.1002/9781119371946.ch5>
- ✓ Zomorodian, M., Lai, S. H., Homayounfar, M., Ibrahim, S., Fatemi, S. E., & El-Shafie, A. (2018). The state-of-the-art system dynamics application in integrated water resources modeling. *Journal of Environmental Management*, 227, 294–304. doi:10.1016/j.jenvman.2018.08.097

10. ANEXOS

Anexo 1. Flujoograma de la implementación del EFDC Explorer.



Anexo 2. Calculo del caudal ambiental.

La ANLA (2013) establece que el caudal ambiental se podrá calcular de manera aproximada como el valor máximo entre el índice 7Q10 utilizando caudales medios diarios, el Q95% de la curva de duración de caudales (CDC) medios diarios y 0.25 veces el caudal medio mensual (QMM) del mes más seco, mediante series de tiempo con un período mínimo de 10 años de información. A Casanova y Figueroa (2014), el Q95% de la curva de duración de caudales (CDC) medios diarios, les dio mayor todos los meses que el índice 7Q10, lo cual evidenció, por lo tanto, según ellos, es posible predecir que la utilización del índice 7Q10 como criterio en la determinación de caudales ambientales resulta innecesaria en lo referente al desarrollo de la metodología para proyectos licenciados de Colombia. Debido a esto solo se utilizó el Q95% de la CDC medios diarios.

Se descargó de la página web DHIME (<https://acortar.link/fDeJc>) perteneciente al IDEAM, una serie de tiempo de caudales medios diarios desde 1999 hasta 2019, a partir de la cual se realizaron las CDC mensuales, de las que se escogió el valor perteneciente al 95%. Los resultados de las curvas se muestran a continuación:

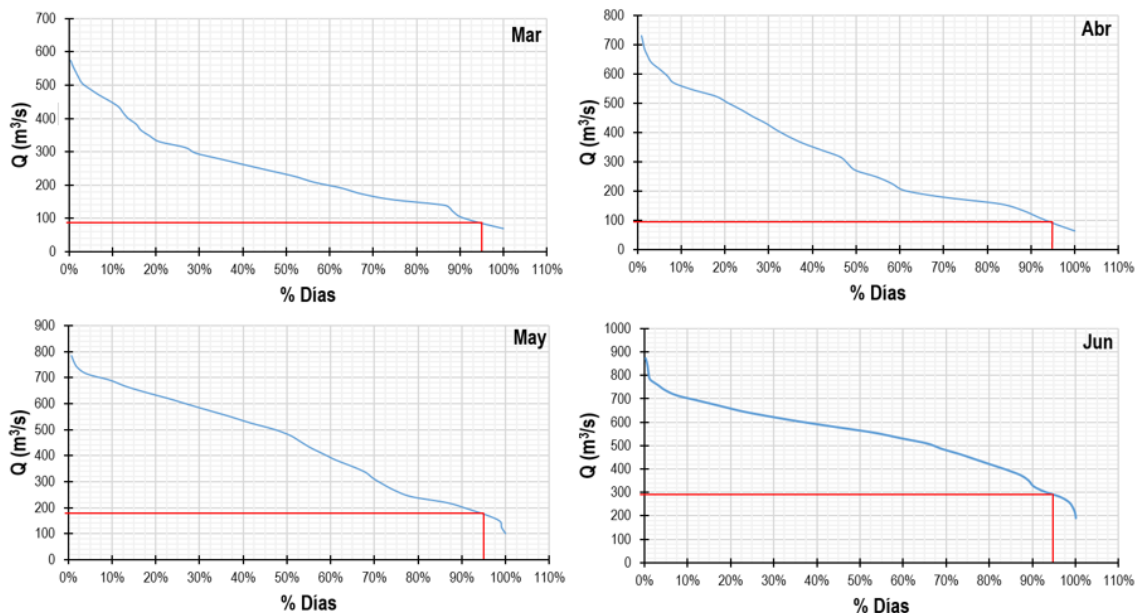


Figura 17. CDC mensuales de marzo a junio.

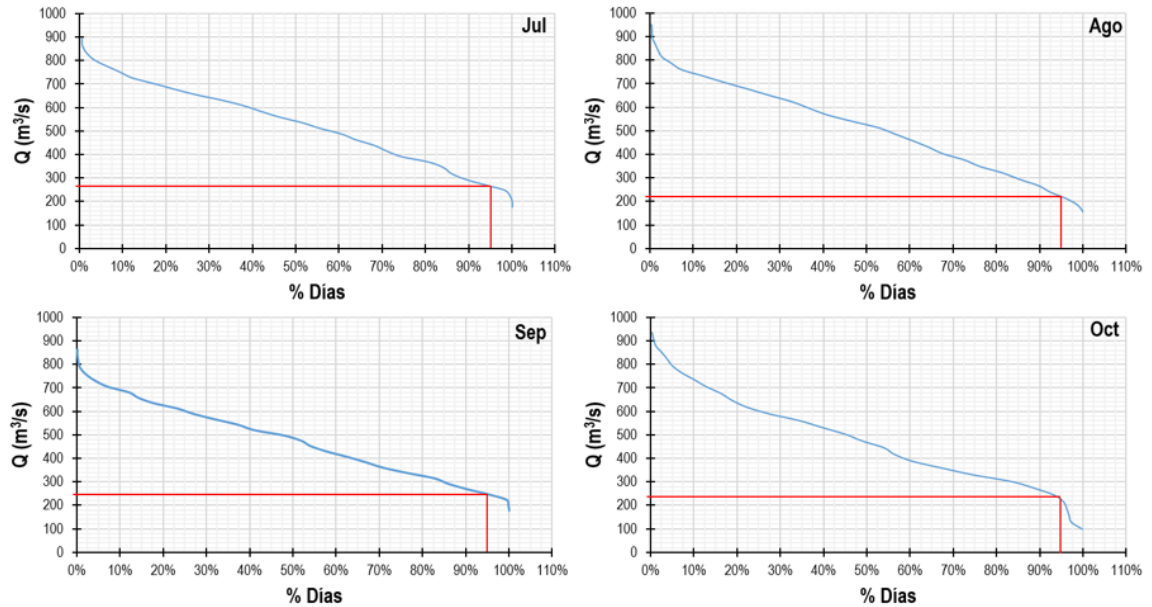


Figura 18. CDC mensuales de julio a octubre.

Anexo 3. Ecuaciones del factor de asimilación de cada parámetro.

Las ecuaciones utilizadas para el cálculo del factor de asimilación de cada parámetro de calidad del agua considerado en el tramo de estudio, se presentan a continuación:

Oxígeno disuelto (OD)

Siguiendo lo establecido por Navas (2016), en lugar del oxígeno se utilizará el factor de asimilación del déficit de oxígeno (a_{DO}), pues los factores de asimilación están definidos para determinantes que representan una carga contaminante para el río y este no puede definirse como una carga contaminante.

$$a_{DO} = \left[\frac{1 + DF \cdot k_a \bar{t}}{e^{(k_a - k_d - 4.57k_n)(1-DF)\bar{t}}} \right] Q$$

Demanda química de oxígeno (DQO)

$$a_{DQO} = [(1 + DF \cdot k_o \bar{t}) e^{(1-DF)k_o \bar{t}}] Q$$

Nitrógeno total (NT)

$$a_{NT} = [(1 + DF \cdot k_n \bar{t}) e^{(1-DF)k_n \bar{t}}] Q$$

Nitrógeno amoniacal (NH₃-N)

$$a_{NH_3-N} = \left[\frac{1 + DF \cdot k_n \bar{t}}{e^{(1-DF)k_{n2}\bar{t}} + DF \cdot \bar{t}(k_{hn})} \right] Q$$

$$k_{n2} = k_{hn} \frac{N_o}{NH_3 - N_u} - k_n$$

Donde: $NH_3 - N_u$ es la concentración de nitrógeno amoniacal aguas arriba del tramo y N_o del nitrógeno orgánico promedio en el tramo.

Fosfatos (PO₄)

$$a_{PO_4} = [(1 + DF \cdot k_{hPO} \bar{t}) e^{(1-DF)k_{hPO}\bar{t}}] Q$$

Sólidos suspendidos totales (SST)

$$a_{SST} = [(1 + DF \cdot k_s \bar{t}) e^{(1-DF)k_s \bar{t}}] Q$$

$$k_s = \frac{v_{ss}}{H}$$

Siendo H la profundidad media del agua (m) y v_{ss} la velocidad de sedimentación de las partículas (md⁻¹)

Coliformes fecales (CF) en NMP/100mL

$$a_{CF} = [(1 + DF \cdot k_b \bar{t}) e^{(1-DF)k_b \bar{t}}] Q$$

Las tasas de reacción para todo el tramo de estudio, fueron tomadas del modelo de calidad del agua simulado en el EFDC Explorer, después de haberlo calibrado y validado (Tabla 7). En la Tabla 8 se establecen otros datos que influyen en el cálculo del factor.

Tabla 7. Tasas de reacción

Parámetro	Tasas de reacción	Valor (d ⁻¹)
OD	Tasa de reaireación (k_a)	1
	Tasa de nitrificación (k_n)	0.07
	Tasa de desoxigenación (k_d)	1.5
DQO	Tasa de oxidación de la demanda química de oxígeno (k_o)	0.03
NT	Tasa de nitrificación (k_n)	0.07
NH ₃ -N	Tasa de hidrolisis del nitrógeno orgánico (k_{hn})	0.08
	Tasa de nitrificación (k_n)	0.07
SST	Velocidad de sedimentación de las partículas (v_{SS}) ^a	1.38*10 ⁻⁴
	Tasa de sedimentación sólidos suspendidos (k_s) ^b	-
CF	Tasa de decaimiento por muerte de patógenos (k_b)	0.15
PO ₄	Tasa de hidrolisis del fósforo orgánico (k_{hPO})	0.08

^a Al ser una velocidad, se encuentra en m/d. ^b Depende de la longitud de cada tramo.

Tabla 8. Datos factor de asimilación.

Datos			
T (°C)	27.17	DF	0.370
L (km)	11.056	t̄ (d)	0.260
U (m/s)	0.492	v (m²/s)	852263.8

^a -Según Navas (2016), DF para un río de planicie equivale a 0.370

Anexo 4. Normas y guías consultadas.**Tabla 9.** Normativas y guías consultadas.

Parámetro	COLOMBIA					BRASIL		EPA	Límites de referencia
	DTO 1076/2015					RES 2115/07	RES 357/05		
	CH	A	RP	AF	AC	AP	Clase 1		
T (°C)	-	-	-	-	-	-	Δ ≤ 3	-	32.17*
OD (mg/L)	-	-	70%ST	5	4	-	>6	5.5	4
DQO (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	20	20
NT (mg/L)	-	-	-	-	-	-	2.18	0.9	2.18
NH ₃ -N (mg/L)	-	-	-	-	-	-	2	0.71	2
PO ₄ (mg/L)	-	-	-	-	-	0.5	-	0.05	0.5
SST (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	90	90
CF (NMP)	2000	1000	200	-	-	Ausencia	200	-	2000

CH: consumo humano y doméstico – A: Agrícola – RP: Recreativo – Preservación de flora y fauna en agua fría (AF) y cálida (AC)
 AP: Agua potable – ST: concentración de saturación - Δ: Aumento – Clase 1: aguas que pueden utilizarse como: a) suministro para consumo humano, después de un tratamiento simplificado; b) la protección de las comunidades acuáticas y de las que habitan en tierras indígenas; c) la recreación del contacto primario; y d) riego de verduras que se comen crudas y de frutas que se desarrollan cerca del suelo y que se comen crudas sin quitar la piel. - *: temperatura media del río Sinú (27.17°C) más 5°C (considerados en la Res 631/15 como máxima variación en la zona de mezcla, después de un vertimiento).

Anexo 5. Resultados campañas de medición

Tabla 10. Resultados mediciones en P1.

Parámetro	Unidad	18/03	18/07	25/09	31/10
T	°C	28.49	27.87	26.05	27.24
OD	mg/L	7.15	5.75	8.25	6.05
DQO	mg/L	11.52	19.93	5.78	1.62
NT	mg/L	3	0.6	1.4	1.74
NH₃-N	mg/L	0.33	0.072	0.154	0.17
PO₄	mg/L	0.5	0.007	0.2	0.03
SST	mg/L	12.7	69	58	72
CF	NPM/100 mL	1100	0	3500	1100

Tabla 11. Resultados mediciones en P2.

Parámetro	Unidad	18/03	18/07	25/09	31/10
T	°C	28.56	27.86	26.37	27.14
OD	mg/L	7.05	6.2	8.30	6.75
DQO	mg/L	11.52	13.79	6.2	6.46
NT	mg/L	3	0.29	1.75	1.9
NH₃-N	mg/L	0.33	0.038	0.1925	0.22
PO₄	mg/L	0.5	0.01	0.17	0.07
SST	mg/L	8	68	52	85
CF	NPM/100 mL	1100	1000	5000	1000

Tabla 12. Resultados mediciones en P3.

Parámetro	Unidad	18/03	18/07	25/09	31/10
T	°C	28.67	26.24	27.89	27.24
OD	mg/L	7.1	6.15	8.40	7.3
DQO	mg/L	14.54	10.73	5.3	1.62
NT	mg/L	3	0.5	1.9	1.9
NH₃-N	mg/L	0.33	0.013	0.2101	0.28
PO₄	mg/L	0.5	0.008	0.13	0.07
SST	mg/L	12	76	66	71
CF	NPM/100 mL	1100	400	3600	1100

Tabla 13. Resultados mediciones en P4.

Parámetro	Unidad	18/03	18/07	25/09	31/10
T	°C	28.66	27.87	26.8	27.26
OD	mg/L	7.2	6.15	8.30	7.8
DQO	mg/L	19.39	13.79	4.66	6.46
NT	mg/L	3	0.84	1.1	1.57
NH ₃ -N	mg/L	0.33	0.12	0.121	0.17
PO ₄	mg/L	0.5	0.006	0.1	0.03
SST	mg/L	9	80	63	64
CF	NPM/100 mL	1100	0	4000	1800

Los parámetros faltantes (NT, NH₃-N; PO₄ y OD) en la **Tabla 14**, fueron tomados de la literatura para valores típicos del efluente final de lagunas facultativas.

Tabla 14. Parámetros de los vertimientos
Suministrado por: CVS, 2018.

Parámetro	Unidad	Vertimiento Margen Izquierda	Vertimiento Nor-oriental
T	°C	36.2	30.2
DQO	mg/L	142.15	117.69
SST	mg/L	43.56	68.17
CF	NPM/100 mL	1930000	4600000
Q	m ³ /s	0.099	0.314



Montería,

Señora
MARIA CAMILA ATENCIA OSORIO
Cel: [REDACTED]
Mz H Lt 1 B//: Minuto de Dios
matenciaosorio39@correo.unicordoba.edu.co
Montería (Córdoba)

CVS 25/03/2020 16:58
Al contestar cite este No.: 20202103123
Origen: Subdirección de Gestión Ambiental
Destino: Maria Camila Atencia Osorio
Anexo: For: 2

ASUNTO: Respuesta al radicado 20201101137: solicitud de información de caudales , puntos de captación

Cordial Saludo,

La Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge – CVS en atención a su requerimiento efectuado mediante el oficio citado en el asunto donde solicita los caudales, puntos de captación y características fisicoquímicas y biológicas de los vertimientos realizados en el Río Sinú en el tramo de Montería, muy respetuosamente le brindamos esta información

□ CAUDALES

1. 02 - salida PTAR Laguna de Oxidación Margen Izquierda: 99 L/s
2. 02 - salida PTAR Laguna de Oxidación Nororiental: 314 L/s
3. 02 - salida PTAR Laguna de Oxidación Suroriental: 259 L/s

Figura 19. Caudales de los vertimientos.
Suministrado por: CVS, 2018.

Anexo 6. Datos para el cálculo del RMSE.

Tabla 15. Clasificación RMSE por parámetros.

Punto	Parámetro	RMSE	SD	Clasificación
Nivel	Nivel (m)	0.102	1.320	Muy bueno
	T (°C)	0.177	0.815	Muy bueno
P2	DQO (mg/L)	1.725	3.264	Aceptable
	OD (mg/L)	0.380	0.770	Aceptable
	PO ₄ (mg/L)	0.038	0.189	Muy bueno
	CF (mg/L)	998.055	1718.102	Aceptable
	NT (mg/L)	0.298	0.964	Muy bueno
	SST (mg/L)	9.604	28.613	Bueno
	NH ₃ -N (mg/L)	0.032	0.119	Muy bueno
	T (°C)	0.202	0.891	Muy bueno
P3	DQO (mg/L)	3.655	4.955	Aceptable
	OD (mg/L)	0.623	0.8	Aceptable
	PO ₄ (mg/L)	0.047	0.191	Muy bueno
	CF (mg/L)	4025.82	1217.58	Inaceptable
	NT (mg/L)	0.299	0.887	Bueno
	SST (mg/L)	6.666	25.791	Muy bueno
	NH ₃ -N (mg/L)	0.065	0.121	Aceptable

Anexo 7. Simulación escenario 6 (E6).

Cabe destacar que E6, consistió en una disminución a la mitad del caudal del río, aumento al quintuple del caudal, T, NT, NH₃-N, DQO, PO₄ y SST de los vertimientos, además de una disminución a la quinta parte del OD de estos mismos.

Temperatura

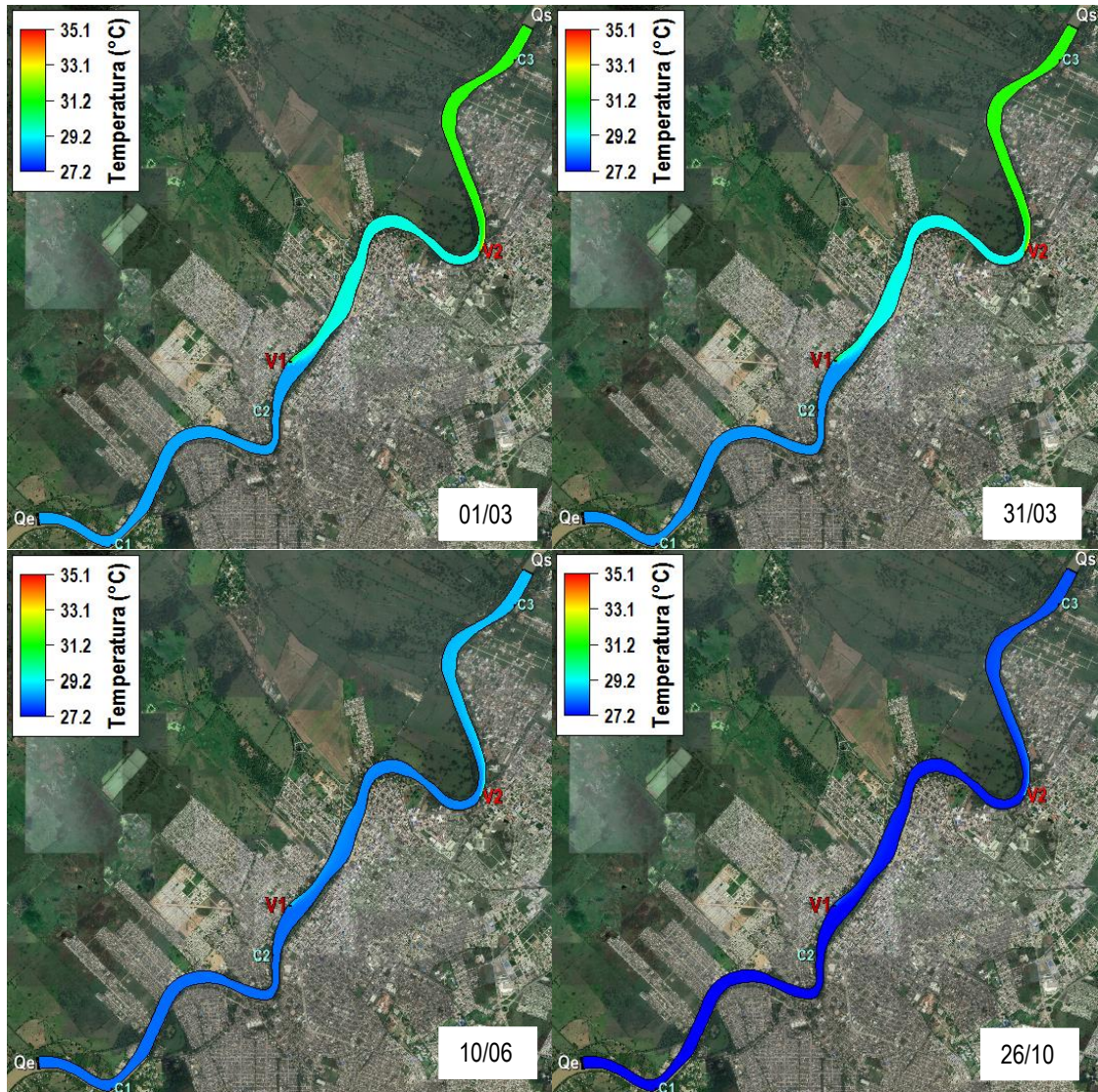


Figura 20. Simulación de temperatura en el E6

Demanda Química de Oxígeno

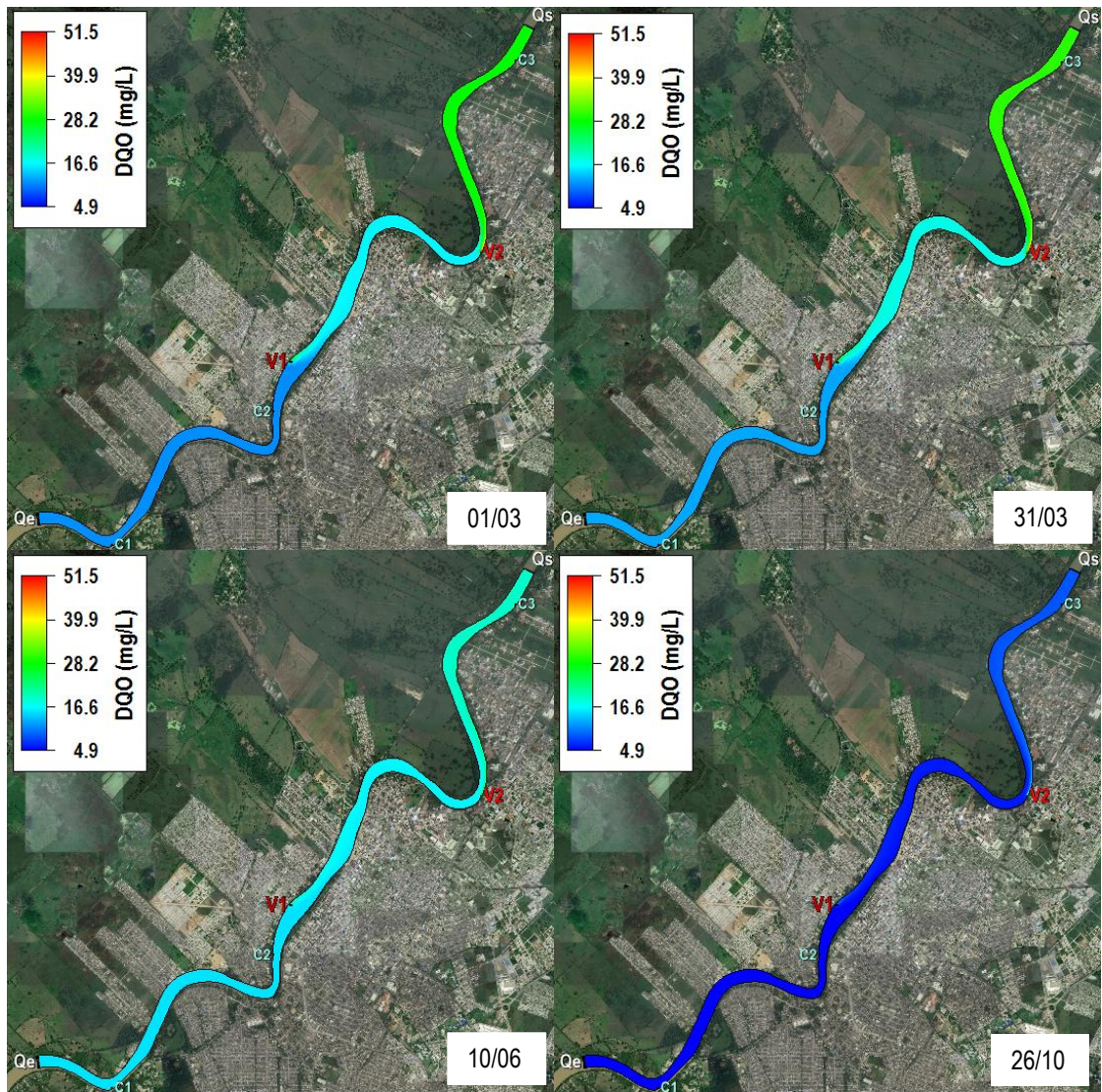


Figura 21. Simulación de DQO en el E6

Oxígeno Disuelto

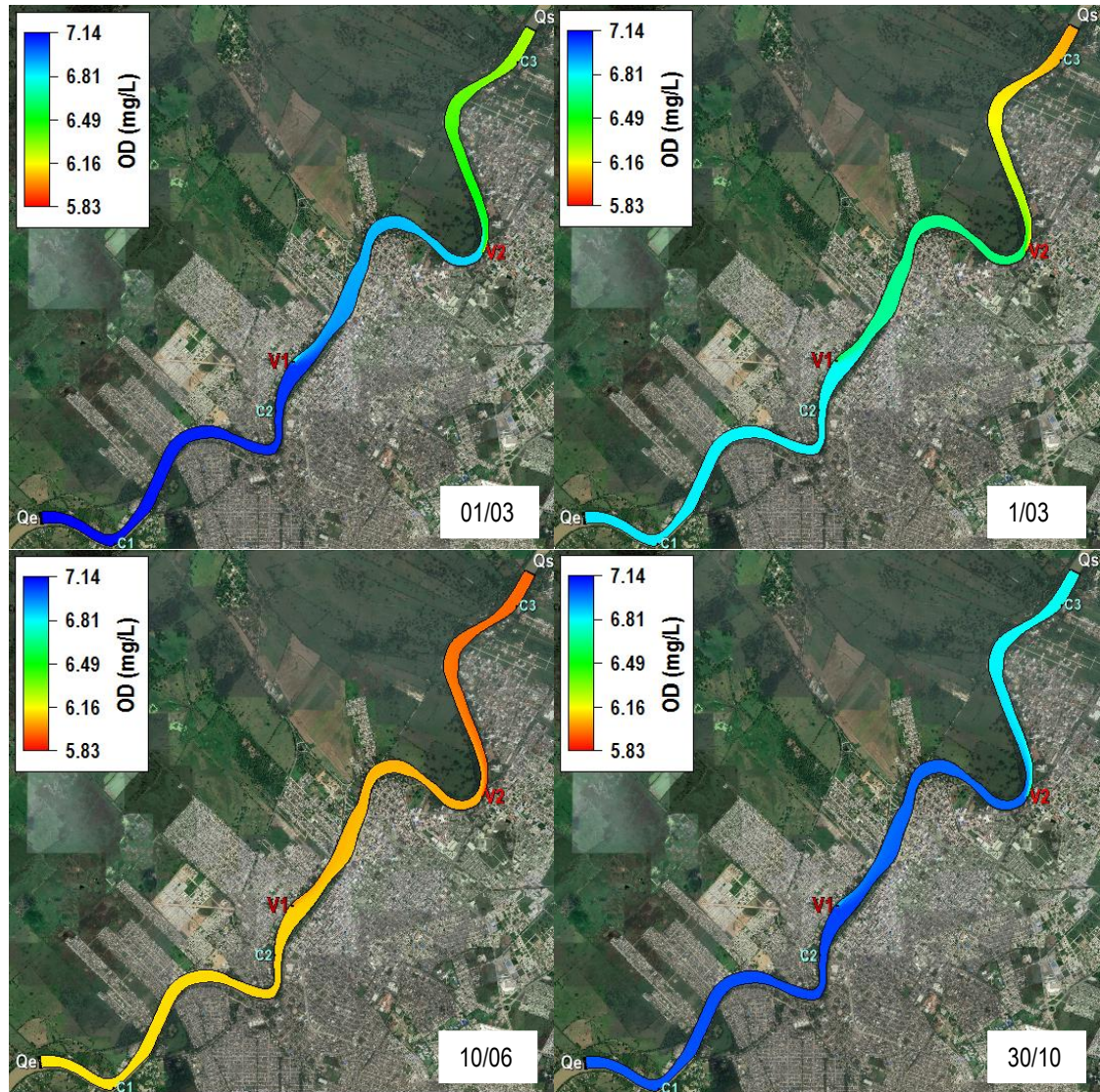


Figura 22. Simulación de OD en E6.

Nitrógeno Total

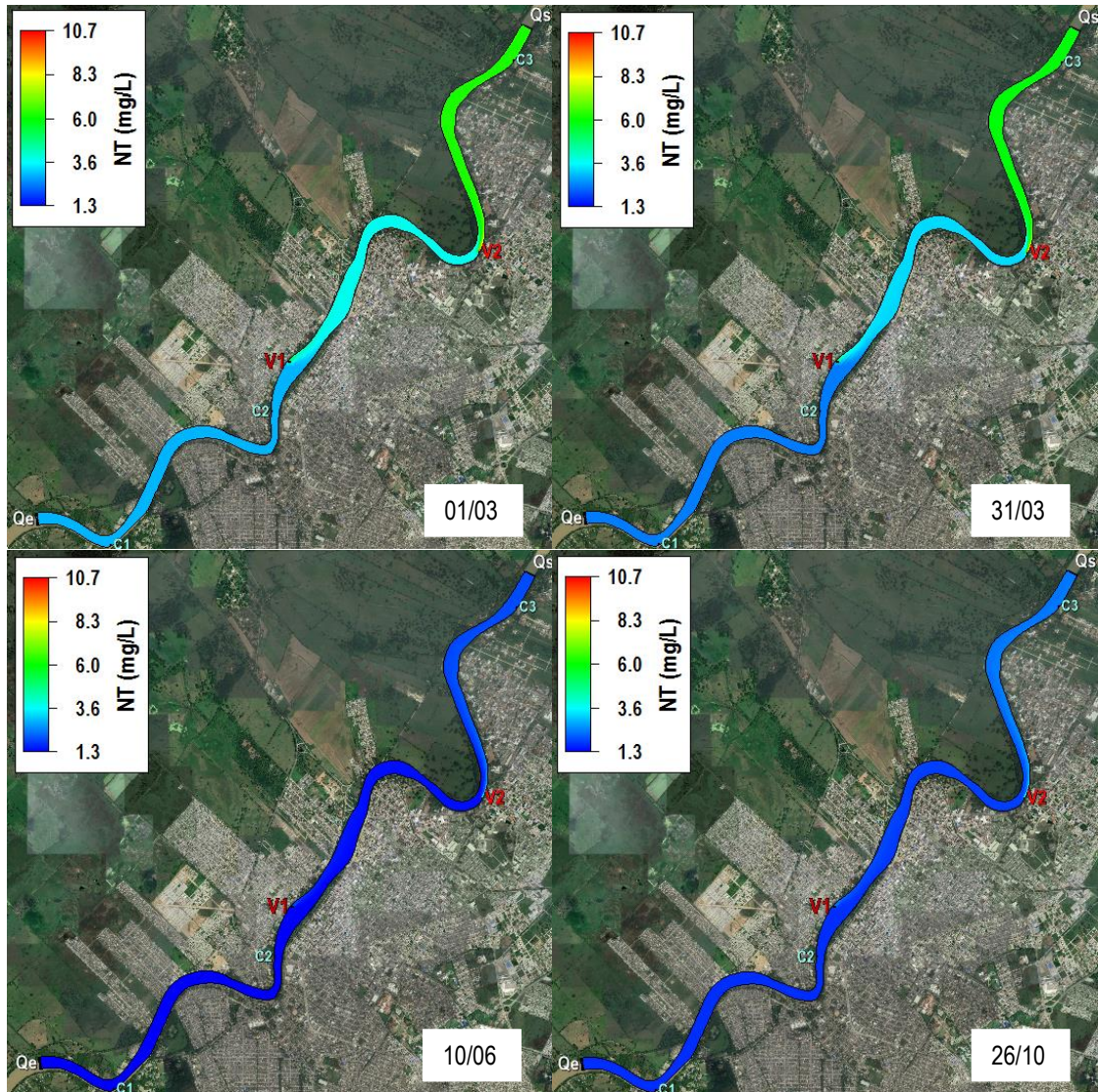


Figura 23. Simulación de NT en el E6.

Nitrógeno Amoniacal.

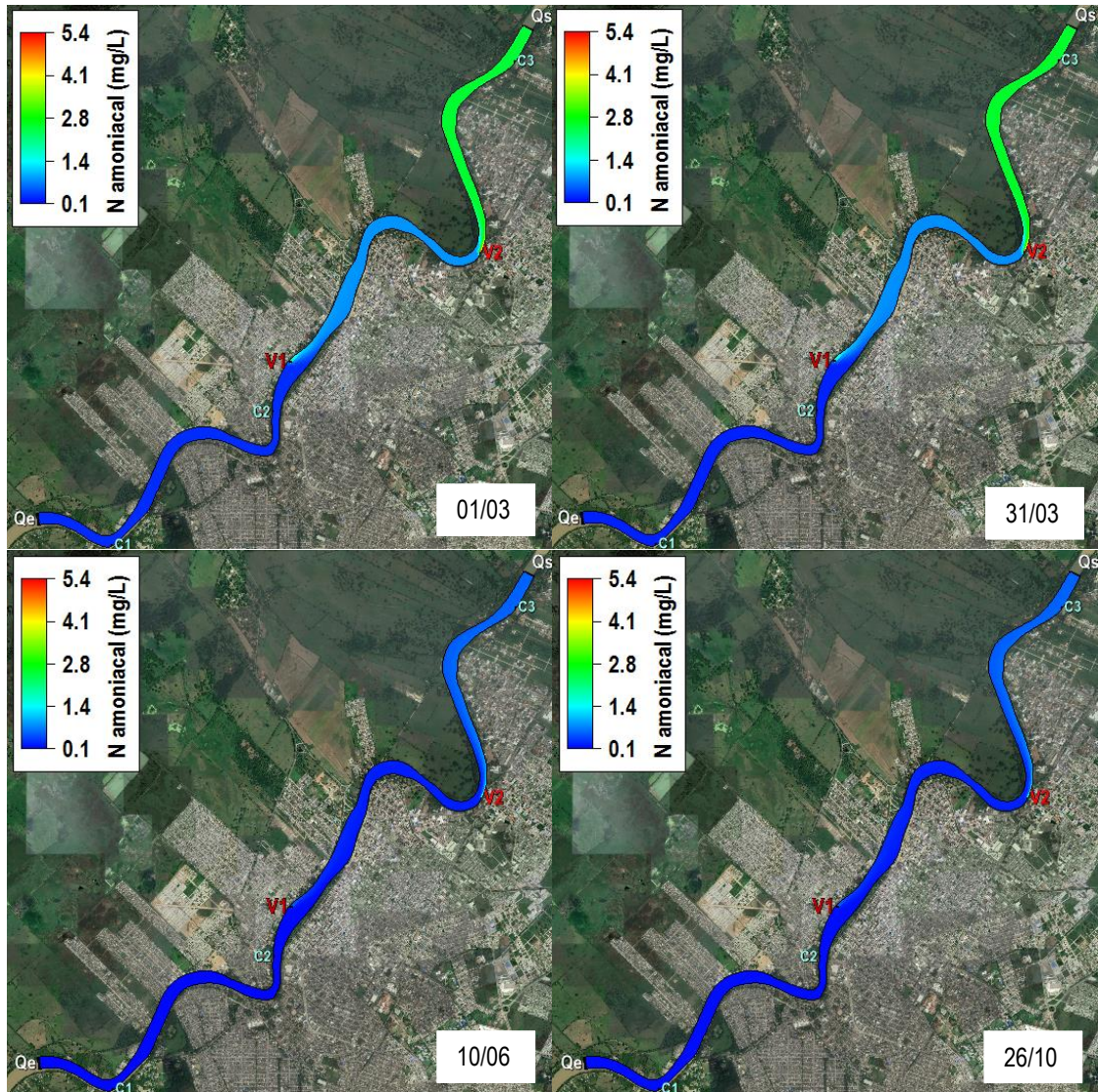


Figura 24. Simulación de NH₃ - N en el E6.

Fosfatos

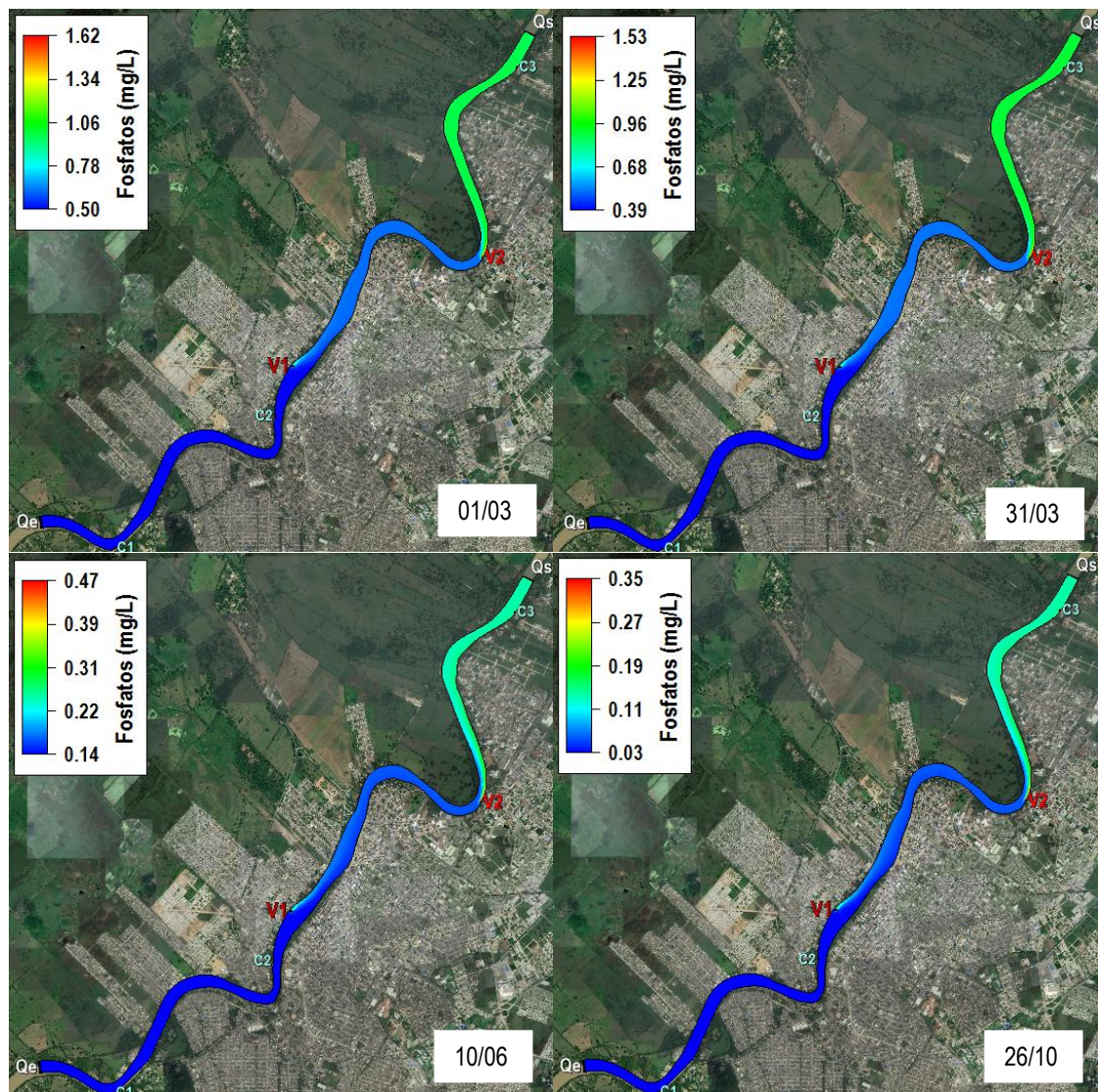


Figura 25. Simulación de PO₄ en el E6.
Nótese el cambio de escala en las figuras.

Sólidos Suspendidos Totales.

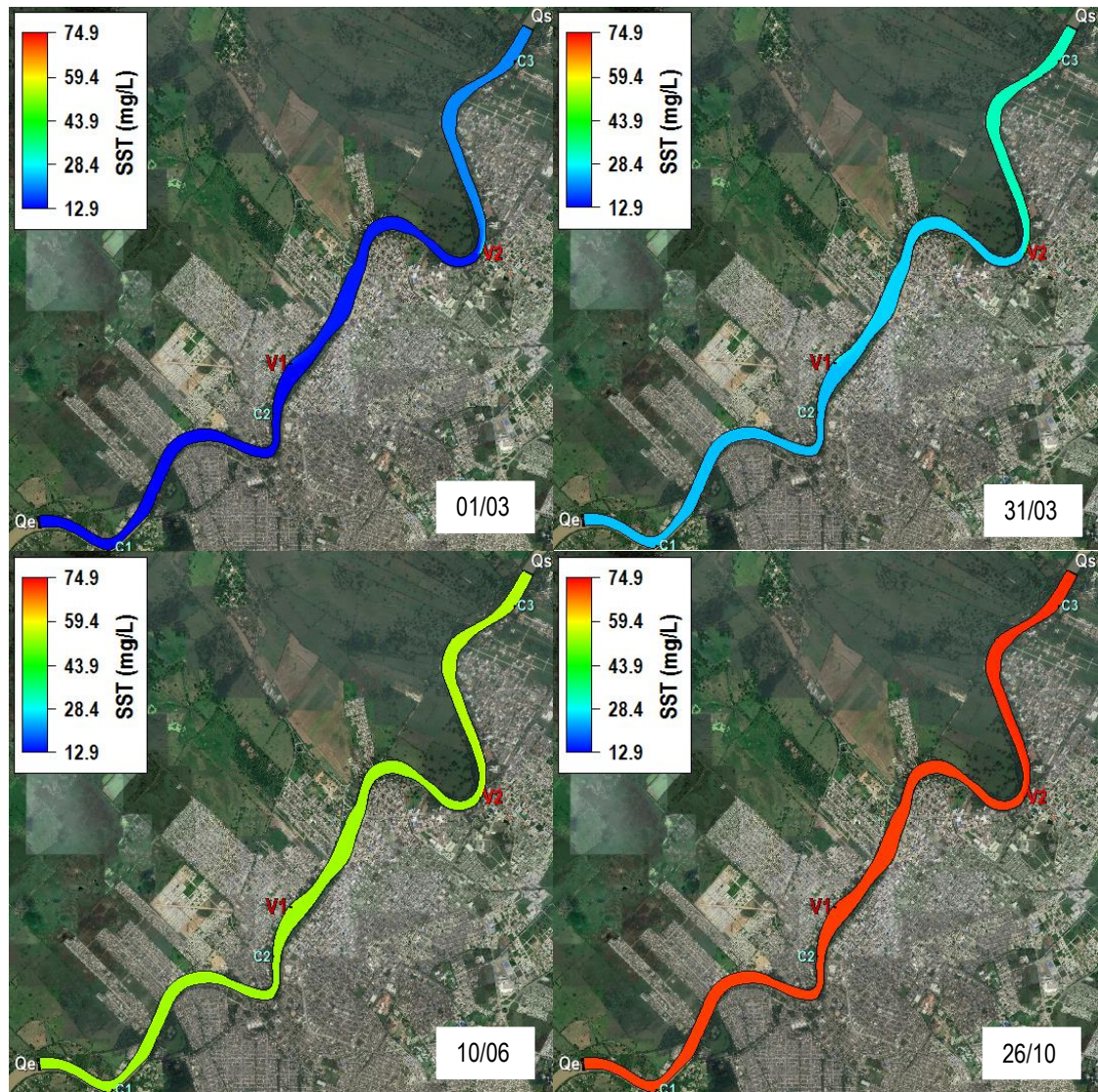


Figura 26. Simulación de SST en el E6.