

**MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE
DIRECCIÓN DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RECURSO HÍDRICO**

**GUÍA NACIONAL DE MODELACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO PARA AGUAS
SUPERFICIALES CONTINENTALES**

BOGOTÁ, D.C. 2018

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE

MINISTRO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE

LUIS GILBERTO MURILLO URRUTIA

VICEMINISTRO DE POLÍTICAS Y NORMALIZACIÓN AMBIENTAL

WILLER GUEVARA HURTADO

DIRECCIÓN DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RECURSO HÍDRICO

JAIRTON DIEZ DÍAZ

DIRECTOR

EQUIPO TÉCNICO

Claudia Liliana Buitrago Aguirre

Juan Sebastián Hernández Suárez

Juan Diego González Parra

Profesionales que contribuyeron al proceso:

Claudia Patricia Pineda González, Sergio Andrés Salazar Galán

Grupo Jurídico

Claudia Fernanda Carvajal Miranda

Héctor Abel Castellanos Pérez

PRESENTACIÓN

Esta guía presenta los lineamientos mínimos para la aplicación de modelos matemáticos de simulación de la calidad de las aguas superficiales continentales. Los lineamientos presentados han sido el resultado del análisis de literatura técnica y normatividad relacionada con la modelación de la calidad del agua en cuerpos superficiales continentales, tanto a nivel nacional como internacional. Como resultado del proceso adelantado, este documento presenta de forma general el procedimiento a seguir en un estudio de modelación de la calidad del agua, incluyendo los aspectos a tener en cuenta para su aplicación y el respectivo análisis de los resultados obtenidos.

La modelación de la calidad del agua constituye una herramienta de gran utilidad para la administración del recurso hídrico por parte de las autoridades ambientales, toda vez que permite caracterizar las transformaciones que ocurren en los cuerpos de agua superficiales continentales, analizar dichas transformaciones en zonas con escasa información y orientar la toma de decisiones mediante la simulación de diferentes escenarios futuros, entre otras aplicaciones.

Específicamente, la modelación de la calidad del agua es requerida para el desarrollo de instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico como los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH), y como parte de la Evaluación Ambiental del Vertimiento (EAV), y la estimación de la zona de mezcla en vertimientos, entre otros.

En ese sentido, la Guía Nacional de Modelación del Recurso Hídrico para aguas superficiales continentales se constituye en una herramienta orientadora para la toma de decisiones, a través de la introducción y descripción de los aspectos a tener en cuenta en la aplicación de modelos de simulación de la calidad en diferentes instrumentos, conforme a lo establecido en el Decreto 1076 de 2015.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	7
1.1	ANTECEDENTES.....	7
1.2	OBJETIVO	8
2	MARCO CONCEPTUAL	9
2.1	MODELACIÓN MATEMÁTICA EN RECURSOS HÍDRICOS.....	9
2.1.1	Realidad.....	10
2.1.2	Modelo conceptual.....	11
2.1.3	Código del modelo	11
2.1.4	Modelo	11
2.1.5	Confirmación del modelo	12
2.1.6	Verificación del código.....	12
2.1.7	Calibración del modelo	12
2.1.8	Validación del modelo.....	12
2.1.9	Simulación	13
2.2	PRINCIPALES COMPONENTES DE UN MODELO.....	13
2.2.1	Parámetro	13
2.2.2	Variable.....	13
2.2.3	Variables compuestas	14
2.2.4	Condición de frontera	14
2.2.5	Condición inicial.....	14
2.2.6	Criterio de desempeño	15
2.2.7	Dominio de aplicación.....	15
2.2.8	Datos de entrada	15
3	ASPECTOS GENERALES SOBRE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	17
3.1	PRINCIPALES VARIABLES A MODELAR	18
3.2	OTROS ASPECTOS A TENER EN CUENTA.....	19
3.3	VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	20
3.4	MODELACIÓN DE SUSTANCIAS CONSERVATIVAS Y NO CONSERVATIVAS	21
3.4.1	Mecanismos de transporte de solutos.....	22
3.4.2	Transporte reactivo.....	23
4	PROTOCOLO DE MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA	24
4.1	ASPECTOS GENERALES.....	24
4.2	DEFINICIÓN DE METAS Y OBJETIVOS DEL ESTUDIO	25
4.3	INVESTIGACIÓN PRELIMINAR	26
4.3.1	Recopilación de información de instrumentos existentes	26
4.3.2	Recopilación de la información de las redes hidrometeorológicas y de calidad hídrica existentes	26
4.3.3	Identificación de usuarios del recurso hídrico	27
4.3.4	Reconocimiento de campo	27

4.4	FORMULACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL.....	28
4.4.1	Esquematización del sistema	28
4.4.2	Definición de los procesos y variables a simular.....	29
4.4.3	Determinación de la condición climática y estacional a simular	33
4.5	SELECCIÓN O DESARROLLO DEL CÓDIGO DEL MODELO	34
4.5.1	Criterios de selección	36
4.5.2	Características del modelo	37
4.5.3	Restricciones y limitaciones del modelo.....	37
4.5.4	Aplicaciones previas.....	37
4.5.5	Flexibilidad.....	38
4.5.6	Costos asociados al uso del modelo	38
4.5.7	Documentación.....	38
4.5.8	Actualización.....	38
4.5.9	Protocolo propuesto para la selección del código del modelo	38
4.5.10	Modelos comerciales disponibles.....	41
4.6	PLANEACIÓN Y EJECUCIÓN DEL PROGRAMA DE MONITOREO	43
4.6.1	Cuerpos de agua lóticos	44
4.6.2	Cuerpos de agua lénticos	48
4.6.3	Monitoreo de vertimientos	49
4.7	SELECCIÓN DE CRITERIOS DE DESEMPEÑO	50
4.8	PROCESO DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO.....	51
4.9	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD E INCERTIDUMBRE	53
4.10	FORMULACIÓN Y SIMULACIÓN DE ESCENARIOS	54
4.11	ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	55
5	APLICACIONES DE MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	56
5.1	PORH.....	56
5.1.1	Modelo de calidad del agua a escala regional	57
5.1.2	Simulación de escenarios.....	58
5.2	EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL VERTIMIENTO	60
5.3	ESTIMACIÓN DE LA LONGITUD DE LA ZONA DE MEZCLA.....	61
5.3.1	Ecuaciones empíricas.....	62
5.3.2	Modelos de zona de mezcla.....	62
6	REFERENCIAS.....	64

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Elementos que componen la terminología adoptada de modelación. Adaptado de Refsgaard y Henriksen (2004).	10
Figura 2. Representación gráfica de los elementos que componen un modelo.	16
Figura 3. Esquematzación de la relación entre la modelación del transporte de solutos (conservativo) y de las transformaciones bio-químicas (reactivo).	22
Figura 4. Efecto combinado del transporte de solutos y las transformaciones bioquímicas en la concentración de una sustancia de interés, aguas debajo de un vertimiento.	22
Figura 5. Protocolo de modelación de la calidad del agua.	24
Figura 6. Ejemplo de esquematización del sistema, incluyendo entradas, salidas, puntos de monitoreo y segmentación de cuerpos de agua. Fuente: Minambiente – CARDER, 2014.	28
Figura 7. Ejemplo de esquema conceptual de procesos de calidad del agua. Fuente: Adaptado de Chapra et al. (2005).	32
Figura 8. Criterios de selección de modelos de calidad del agua.	37
Figura 9. Escalas espaciales y su aplicación en la modelación de la calidad del agua. Fuente: Adaptado de Kilpatrick (1993).	41
Figura 10. Tipos de función objetivo.	50
Figura 11. Esquematzación del proceso de calibración y validación del modelo.	52
Figura 12. Técnicas de calibración de uso común para modelos de calidad del agua.	53
Figura 13. Aplicaciones de la modelación de la calidad del agua en el marco normativo ambiental colombiano.	56
Figura 14. Esquema de modelación de calidad del agua a escala regional. Fuente: Minambiente-CORNARE, 2015.	58
Figura 15. Esquema de la zona de mezcla de un vertimiento a un cuerpo de agua lótico.	62

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Ecuaciones para la simulación del transporte de solutos.	23
Tabla 2. Variables físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas sugeridas para el monitoreo de cuerpos de agua lóticos, lénticos y vertimientos.	29
Tabla 3. Variables sugeridas para el monitoreo de sedimentos de fondo en cuerpos de agua lénticos.	31
Tabla 4. Comparación entre diferentes escalas espaciales de modelación.	40
Tabla 5. Características de algunos modelos comerciales de uso común disponibles.	41
Tabla 6. Funciones objetivo de uso extendido en la modelación de la calidad del agua. Fuente: Adaptada de Madsen et al. (2007).	50
Tabla 7. Aspectos a considerar para el planteamiento de escenarios de simulación en cuerpos lóticos.	60

1 INTRODUCCIÓN

La modelación de la calidad del agua constituye una herramienta fundamental para la planeación, diseño e implementación de programas de control de la contaminación de los recursos hídricos. La evolución de la modelación ha generado nuevas oportunidades en la optimización económica y operacional de la toma de decisiones relacionadas con la gestión de los recursos hídricos, sumado a los avances informáticos que permiten que dichos modelos sean cada vez menos costosos, más accesibles y fáciles de usar e interpretar. La utilidad de este tipo de modelos consiste en que, adecuadamente calibrados y validados, pueden ser usados para la estimación del impacto generado sobre el cuerpo de agua, como consecuencia de diferentes escenarios futuros, incluyendo reducción de la carga contaminante, diferentes condiciones hidro-climáticas (incluyendo los efectos del cambio climático), entre otros.

Para reducir la incertidumbre asociada a la aplicación de los modelos matemáticos de simulación de la calidad del agua, y de esta manera aumentar la utilidad de la aplicación de este tipo de herramientas, es fundamental contar con información que sea suficiente en cantidad y calidad, así como seguir un riguroso protocolo de modelación que permita identificar y cuantificar las fuentes de incertidumbre. Lo anterior impone un reto para la aplicación de este tipo de modelos y resalta la necesidad de contar con unos lineamientos y criterios unificados a nivel nacional que permitan a las autoridades ambientales competentes aplicar dicha herramienta de forma efectiva.

La complejidad manifiesta asociada a la aplicación de los modelos matemáticos de calidad del agua por las razones expuestas, sumada a las particularidades asociadas a cada cuerpo de agua, generan dificultades para la elaboración de una guía que sea aplicable a todos los escenarios de modelación del recurso hídrico en el país. Por lo anterior, con la presente guía el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible busca orientar a los diferentes actores relacionados con la gestión integral del recurso hídrico, en el uso y aplicación de modelos matemáticos de calidad del agua y que responda a las necesidades citadas en el Decreto 1076 del 2015.

1.1 ANTECEDENTES

En marzo de 2010, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) expidió la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico (PNGIRH). En ella se considera a la cuenca hidrográfica como la unidad espacial de análisis y de gestión, en donde el agua interactúa con los demás recursos naturales renovables, elementos ambientales, ecosistemas estratégicos que la integran, las actividades antrópicas que influyen positiva o negativamente y los actores claves para la gestión integral del recurso hídrico (usuarios, entidades territoriales y autoridades ambientales competentes). Lo anterior implica que los procesos de ordenación y manejo de las cuencas deberán considerar todas y cada una de las medidas de acción necesarias para planificar su uso sostenible, así como los elementos ambientales presentes en ella (MADS, 2010).

En este mismo sentido, la PNGIRH permitió identificar la necesidad de desarrollar guías y cajas de herramientas para facilitar y unificar la implementación de medidas para el ordenamiento y administración del recurso hídrico y la legalización de sus usuarios. En este orden de ideas, se identificó la necesidad de fortalecer y desarrollar integralmente la figura de Ordenamiento del Recurso Hídrico como un instrumento de planificación. Dicha necesidad fue atendida y desarrollada en el Decreto 3930 de 2010 hoy compilado en el Decreto 1076 de 2015.

Por lo expuesto anteriormente, el MADS ha elaborado la presente Guía Nacional de Modelación del Recurso Hídrico superficial continental, en adelante la guía, con el objeto de permitir a las

Autoridades Ambientales Competentes (AAC) y a los generadores de vertimientos contar con una herramienta para:

- Realizar la modelación de la calidad del agua en el marco del proceso de Ordenamiento del Recurso Hídrico, para la toma de decisiones en relación con medidas para el control de la contaminación y el manejo integral del recurso hídrico.
- Realizar la modelación por parte de los generadores de vertimientos a cuerpos de agua superficiales, que permita predecir los posibles impactos de la descarga de aguas residuales en el marco de la Evaluación Ambiental del Vertimiento (EAV).

Para el desarrollo de esta guía, se consideraron las disposiciones contempladas en el Decreto 1076 de 2015, las orientaciones definidas en la Política Nacional para la Gestión Integral de Recurso Hídrico y los lineamientos técnicos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) para la modelación de la dinámica del agua (IDEAM, s.f.). No obstante, considerando que los temas de modelación de la calidad del agua tienen una rápida evolución, se hace necesaria su revisión y actualización periódica, al igual que la consulta, por parte del lector, de la estructura, los manuales y los códigos de los modelos de calidad del agua disponibles.

1.2 OBJETIVO

La guía nacional de modelación del recurso hídrico para aguas superficiales continentales tiene como objetivo orientar, de forma general, el desarrollo del marco metodológico de modelación matemática aplicada a la gestión integral del recurso hídrico.

La guía se enfoca en los siguientes aspectos:

1. La determinación de la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la capacidad de dilución de sustancias no biodegradables (artículo 2.2.3.3.1.7 del Decreto 1076 de 2015).
2. La aplicación de los modelos de simulación, utilizando varios escenarios probables, en la identificación de los usos potenciales del recurso hídrico (artículo 2.2.3.3.1.8 del Decreto 1076 de 2015).
3. El control sobre el cumplimiento de los criterios de calidad del agua para la destinación del recurso hídrico por fuera de la zona de mezcla (artículo 2.2.3.3.3.5 del Decreto 1076 de 2015).
4. La predicción, a través de modelos de simulación, de los impactos que cause el vertimiento en el cuerpo de agua, en función de la capacidad de asimilación y dilución del cuerpo de agua receptor y de los usos y criterios de calidad (Parágrafo 1 del artículo 2.2.3.3.5.3 del Decreto 1076 de 2015).

Es importante anotar que, dada la complejidad asociada a la modelación de la calidad del agua, y teniendo en cuenta que todo modelo debe incorporar las particularidades propias de cada cuerpo de agua, la presente guía describe una metodología general de modelación a ser aplicada, la cual desarrolla el procedimiento y los criterios a tener en cuenta durante el desarrollo y/o la implementación de modelos de este tipo. Por lo tanto, el presente documento debe ser entendido principalmente como una guía de apoyo para los profesionales encargados de desarrollarlo, implementar, operar y revisar este tipo de modelos. Las metodologías presentadas deben ser aplicadas a las particularidades de cada cuerpo de agua y el criterio y conocimiento del profesional a cargo del proceso son fundamentales para el desarrollo de herramientas de modelación robustas.

2 MARCO CONCEPTUAL

Como cualquier proceso natural, el flujo de agua, sedimentos y contaminantes en un cuerpo de agua constituye un proceso complejo en el que interactúan múltiples variables físicas y químicas (por ejemplo, caudales, niveles de agua, temperatura, oxígeno disuelto, entre otros) de forma continua, dificultando su descripción y entendimiento. Teniendo en cuenta las complejidades y limitaciones descritas, la modelación de la calidad del agua constituye una herramienta de gran utilidad, permitiendo representar las condiciones naturales a partir de una serie de información de entrada y condiciones iniciales, aumentando el conocimiento de los sistemas naturales y permitiendo realizar predicciones acerca de posibles escenarios futuros.

En los últimos años, los avances en la investigación en recursos hídricos, así como las mejoras en la capacidad de cómputo, han permitido el desarrollo de múltiples herramientas de modelación para simular el movimiento y las transformaciones que ocurren en la hidráulica, la calidad del agua y la ecología (Refsgaard y Henriksen, 2004). Sin embargo, este tipo de modelos de sistemas abiertos, es decir, en los que existe incertidumbre como consecuencia de la imposibilidad de conocer con certeza las series de entrada y los parámetros óptimos del sistema, tienen una incertidumbre asociada que limita su aplicabilidad en términos de espacio, tiempo, condiciones de frontera y particularidades de cada sistema (Refsgaard y Henriksen, 2004). Estas limitaciones hacen necesario que el proceso de modelación siga un riguroso protocolo que permita analizar y documentar la capacidad predictiva de los modelos implementados.

Por lo anterior, numerosos esfuerzos a nivel internacional han sido dirigidos a establecer unos lineamientos generales a seguir durante la implementación de modelos de calidad del agua. Con el fin de contar con un marco común que permita estandarizar un protocolo de modelación, en la presente sección se definen los términos que serán usados a lo largo del documento. Para esto, se han tomado como referencia los trabajos realizados por Refsgaard y Henriksen (2004).

2.1 MODELACIÓN MATEMÁTICA EN RECURSOS HÍDRICOS

Todo ejercicio de modelación de un sistema natural consiste en una representación de los procesos que ocurren en realidad en la naturaleza, mediante herramientas numéricas o físicas¹, lo cual implica una serie de limitaciones intrínsecas al proceso de modelación que pueden condicionar la aplicabilidad de los resultados, teniendo en cuenta que la cantidad de procesos que intervienen introducen un grado de complejidad que no es posible representar de forma precisa en un modelo matemático.

Teniendo en cuenta las condiciones mencionadas, es necesario seguir un riguroso protocolo de modelación que permita identificar las fuentes de incertidumbre asociada a las simplificaciones del modelo, entre otros aspectos, de forma que los resultados obtenidos se aproximen a la realidad y sean interpretados adecuadamente.

De acuerdo con Refsgaard y Henriksen (2004), el proceso de modelación puede entenderse como la interacción de cuatro elementos básicos: realidad, modelo conceptual, código y modelo (Figura 1). Dichos elementos están vinculados entre sí a través de los procesos de análisis, programación,

¹ La presente guía se refiere específicamente a la modelación matemática de la calidad del agua en cuerpos de agua superficiales continentales. Por lo tanto, siempre que se use el término *modelación*, éste se refiere a la modelación matemática, a menos que se especifique lo contrario.

preparación del modelo y simulación, que a su vez comprenden procedimientos que evalúan la fiabilidad de dichos procesos (i.e., confirmación, verificación, calibración y validación).

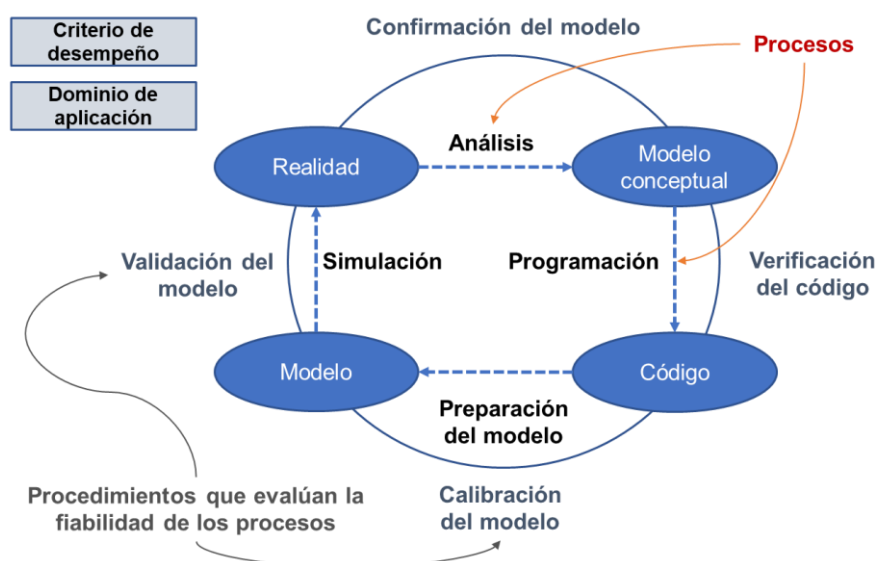


Figura 1. Elementos que componen la terminología adoptada de modelación.
Adaptado de Refsgaard y Henriksen (2004).

En términos generales, el proceso de modelación consiste en la representación de la realidad mediante un modelo conceptual, el cual implica una serie de simplificaciones e hipótesis que permiten describir de forma aceptable el sistema natural a representar. Este modelo conceptual es posteriormente trasladado a un código computacional, con el fin de realizar las simulaciones y cálculos con ayuda de un computador. Posteriormente, el código computacional construido es configurado para que represente las condiciones particulares del área de estudio (por ejemplo, caudales, vertimientos, etc.), con lo cual se obtiene el modelo de un caso de estudio particular. Finalmente, el modelo implementado debe ser calibrado y validado, con el fin de garantizar su capacidad de representar las condiciones observadas en la realidad, de forma que pueda ser usado para la simulación de distintos escenarios.

Todos los elementos, procesos y procedimientos mencionados, deben ser descritos ampliamente por el modelador en todos los ejercicios de modelación para que la toma de decisiones basadas en los resultados del modelo sea fiable y se puedan identificar aquellos aspectos que se deban mejorar en trabajos futuros o a los cuales deba hacerse un seguimiento más detallado.

A continuación se presentan las definiciones generales de cada uno de los componentes, procesos y procedimientos presentados en la Figura 1. Las definiciones presentadas serán ampliadas y usadas en los capítulos siguientes del documento para describir el protocolo de modelación de la calidad del agua.

2.1.1 Realidad

El término realidad, en referencia a la modelación de sistemas naturales, se refiere al sistema natural, entendido como el área de estudio. Para el caso específico de la presente guía, la realidad hace referencia a todos los procesos naturales que interactúan y tienen incidencia sobre la cantidad y la calidad de los cuerpos de agua. Es importante mencionar que el entendimiento que se tiene de la

realidad en sistemas complejos, como cuerpos de agua, es limitado, debido al desconocimiento de todos los procesos involucrados en el sistema, así como la imposibilidad de medir y caracterizar todas las variables que influyen en el comportamiento del mismo. Por lo anterior, cuando se habla de la modelación de sistemas naturales, el término realidad no puede entenderse en su más amplia concepción, teniendo en cuenta que no es posible describir esta realidad de forma objetiva y precisa. La realidad quedará caracterizada por aquellas magnitudes macroscópicas cuya medición es inmediata (niveles, velocidades medias, etc.) y por lo tanto supondrá siempre una simplificación de la realidad subyacente, cuya complejidad la hace incognoscible a nivel de detalle.

2.1.2 Modelo conceptual

Un modelo conceptual es una descripción de la realidad a través de abstracciones verbales, ecuaciones, relaciones constitutivas o leyes naturales. Se trata de una representación de los procesos físicos, químicos y biológicos predominantes en el área de estudio en conjunto con las simplificaciones y los límites que se suponen como aceptables, con el fin de alcanzar los objetivos de la modelación. El modelo conceptual es el resultado de un análisis detallado de los procesos que ocurren en la realidad.

El modelo conceptual incluye tanto la descripción matemática, entendida como el conjunto de expresiones matemáticas y declaraciones lógicas que se combinan entre sí con el fin de simular el sistema natural, como las descripciones de los procesos hidrológicos, los elementos del sistema hídrico, las estructuras ecológicas, las características geológicas, las coberturas de la tierra, los tipos de suelo, las fuentes de contaminación puntual y difusa, etc., que son requeridas para un fin particular dentro del ejercicio de modelación. El modelo conceptual, en otras palabras, constituye el conjunto de hipótesis y teorías científicas que se adoptan para el caso particular de estudio. Por lo tanto, el modelo conceptual no es único, y su desarrollo y complejidad dependen de los objetivos específicos de cada caso de estudio.

2.1.3 Código del modelo

A partir de un modelo conceptual, es posible realizar una formulación lógico-matemática del mismo, mediante un programa o código de computador que se denomina código del modelo. Dicho código es una herramienta genérica que puede ser usada para establecer modelos aplicables a diferentes casos de estudio, aplicando las mismas ecuaciones y variando únicamente los datos de entrada y los valores de los parámetros. El proceso mediante el cual un modelo conceptual es plasmado en un código se conoce como programación.

2.1.4 Modelo

Un modelo es la representación aproximada de las condiciones asociadas a un área de estudio en particular. El modelo incluye los datos de entrada y los valores de sus parámetros, los cuales son específicos para el sitio de estudio. En otras palabras, un modelo consiste en la aplicación de un código genérico a las condiciones particulares de un caso de estudio específico; este proceso se denomina configuración o preparación del modelo.

Un modelo está compuesto por diversos elementos que, una vez ajustados a las particularidades del caso de estudio, permiten representar la realidad de forma aproximada. Entre los principales componentes de un modelo se encuentran los parámetros, las variables, las condiciones de frontera, las condiciones iniciales, los criterios de desempeño y el dominio de aplicación, los cuales se definen en la sección 2.2 del presente documento.

2.1.5 Confirmación del modelo

Es el proceso mediante el cual se verifica que un modelo conceptual representa de forma adecuada la realidad observada. Se trata de la confirmación científica de las hipótesis y teorías incluidas en el modelo conceptual.

Dado que los sistemas naturales son sistemas abiertos, el término “confirmación” implica que nunca será posible conocer la verdad absoluta de las hipótesis y teorías adoptadas en el modelo conceptual. No obstante, la evidencia de la realidad es suficiente para no rechazar dicho conjunto de hipótesis y teorías (Refsgaard y Henriksen, 2004).

2.1.6 Verificación del código

Es el proceso mediante el cual se comprueba que un determinado código representa adecuadamente el modelo conceptual planteado para un sistema en particular. Es decir, que las ecuaciones matemáticas, hipótesis y simplificaciones planteadas en el modelo conceptual son consistentes con el código del modelo construido. La verificación de un modelo se lleva a cabo mediante la simulación de casos particulares que permitan evaluar su respuesta ante series de entrada con resultados conocidos. Un ejemplo de verificación consiste en comparar los resultados de un modelo con soluciones analítica a problemas específicos.

Es importante aclarar que, para la mayoría de los modelos comerciales existentes para la simulación de sistemas hídricos, se considera que la verificación del código del modelo ha sido realizada previamente.

2.1.7 Calibración del modelo

Es el procedimiento mediante el cual se ajustan los valores de los parámetros de un modelo, con el fin de reproducir de forma tan acertada como sea posible las características observadas en la realidad, de acuerdo con el nivel aceptabilidad establecido en los criterios de desempeño.

Existen múltiples metodologías para realizar la calibración de un modelo, las cuales varían en su grado de complejidad y, por tanto, en sus requisitos computacionales. Es importante recalcar que, en caso de usar modelos complejos, que involucran gran cantidad de parámetros, es posible que como resultado de la calibración no se encuentre un único conjunto de parámetros óptimo, sino que en realidad varios conjuntos de parámetros diferentes generen resultados óptimos. Esta propiedad de los modelos se denomina equifinalidad y consiste en que diversos conjuntos de parámetros pueden generar una aproximación a la realidad de una forma igualmente aceptable. Ante este tipo de situaciones, la calibración ha de proceder con cautela, verificando si algunos de los conjuntos de parámetros representan situaciones físicamente improbables o directamente no plausibles. La elección final de un conjunto óptimo de parámetros en estos casos puede requerir de una decisión basada en análisis como la eficiencia de Pareto, o en criterio de experto.

2.1.8 Validación del modelo

Una vez un modelo ha sido calibrado, se debe comprobar su capacidad de predecir los resultados observados en la realidad, usando los valores de los parámetros definidos durante el proceso de calibración y series de entrada independientes de las usadas en dicho proceso. La validación consiste en la comprobación de que un modelo presenta un rango satisfactorio de exactitud dentro de su dominio de aplicación, consistente con el objetivo establecido para la aplicación del modelo. Para la validación se utilizan los parámetros obtenidos durante la calibración, comparando la

respuesta del modelo con la respuesta observada del sistema natural, para conjuntos de datos diferentes a los utilizados durante la calibración.

2.1.9 Simulación

Uso de un modelo validado para obtener conocimiento sobre el sistema natural y generar predicciones que puedan ser utilizadas por los tomadores de decisiones. Esto incluye analizar cómo se espera que el sistema natural responda frente a intervenciones humanas, para lo cual es muy importante llevar a cabo la evaluación de la incertidumbre en las predicciones del modelo.

2.2 PRINCIPALES COMPONENTES DE UN MODELO

2.2.1 Parámetro

Constante o coeficiente en una expresión matemática o declaración lógica que hace parte de un modelo matemático. Su determinación se hace a través de pruebas de laboratorio o de campo, o a través de la calibración del modelo matemático.

2.2.2 Variable

Cantidad que varía en el tiempo y en el espacio. Describe el estado de un sistema en un punto y momento específico. Puede corresponder a datos que se ingresan en un modelo, a la respuesta o salida de este, a cantidades que describen un componente particular, o a cantidades que se calculan a partir de otras variables simuladas y que no son ingresadas directamente como datos de entrada (i.e. variables compuestas).

Nota: Teniendo en cuenta que a lo largo de esta guía se hará énfasis en la modelación de la calidad del agua, la cual implica la integración de resultados de modelación hidrológica (e.g. estimación de caudales a partir de series de precipitación), modelación hidráulica o hidrodinámica y modelación del transporte de solutos, es importante distinguir claramente las variables y los parámetros asociados.

Tanto en la literatura técnica como en la normatividad ambiental, es común encontrar el término *parámetro de calidad del agua*, el cual hace referencia a variables como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), el oxígeno disuelto, los Sólidos Suspendidos Totales (SST), el pH, entre otros. En adelante, dichos parámetros, también conocidos como *determinantes de la calidad del agua*, serán denominados *variables de calidad del agua*, conforme a la definición presentada en este capítulo.

En esta guía, el término *parámetro* hará referencia exclusivamente a aquellas constantes o coeficientes presentes en las ecuaciones matemáticas que permiten transformar la entrada de un modelo en la salida del mismo. Por ejemplo, las constantes biocinéticas como la tasa de oxidación de la materia orgánica carbonácea, la tasa de hidrólisis del nitrógeno orgánico, la tasa de nitrificación, la tasa de muerte de organismos patógenos y la tasa de crecimiento máximo de algas, son parámetros de un modelo de calidad del agua. También entran en esta categoría otras constantes de carácter físico como la tasa de reaeración y las velocidades de sedimentación.

2.2.3 Variables compuestas

Muchas de las variables de entrada no son fáciles de medir o de interpretar en algunas aplicaciones de un modelo, por lo tanto, es necesario recurrir a variables compuestas que son calculadas como una combinación de otras variables. Las variables compuestas no corresponden a datos de entrada en los modelos, pero si son simuladas por los mismos.

En modelación hidrológica, un ejemplo es el reporte de la escurrimiento a la salida de una cuenca, la cual corresponde, por lo general a la escurrimiento superficial directa sumada a la escurrimiento subsuperficial (interflujo, flujo hipodérmico) y al aporte de aguas subterráneas (flujo base). Por otra parte, algunas herramientas de modelación de la calidad del agua no contemplan el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) como variable de entrada, pero lo simulan y lo reportan como resultado a partir de las concentraciones del nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico; de la misma manera, algunos códigos simulan los Sólidos Suspendidos Totales (SST) como la suma de los Sólidos Suspendidos Inorgánicos (SSI), la materia orgánica particulada (detritos) y el fitoplancton.

2.2.4 Condición de frontera

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. Las condiciones de frontera conectan al sistema natural que se pretende modelar con su entorno y están asociadas con las variables de entrada del modelo.

Por ejemplo, si se desea modelar la concentración de una sustancia en un tramo de un río, es necesario saber cómo se comporta la concentración de dicha sustancia a la entrada de dicho tramo. Cuando se habla del “comportamiento” de la sustancia se puede estar haciendo referencia, por ejemplo, al valor que adquiere la variable (condición de frontera tipo Dirichlet) o a cómo cambia dicha variable con respecto al espacio (condición de frontera tipo Neumann).

El valor de la condición de frontera puede ser constante o variable en el tiempo. Es posible definir condiciones de frontera constantes en el tiempo para modelos dinámicos, pero no condiciones de frontera variables en el tiempo para modelos en estado estable.

Ejemplos de condiciones de frontera son el hidrograma, la carga de sedimentos en suspensión o la señal de un trazador a la entrada de un tramo de una corriente de agua, la precipitación ingresada a un modelo lluvia-escurrimiento y el nivel de agua a la salida de un río o estuario (dicho nivel de agua puede estar definido, por ejemplo, a través de una curva de calibración nivel-caudal, una condición hidráulica particular como flujo crítico o flujo uniforme, o por la altura de la lámina de agua de un lago, un embalse o el mar). Otras condiciones de frontera son las cargas contaminantes que ingresan a un cuerpo de agua, la velocidad del viento sobre la superficie de lagos, embalses o ciénagas o la velocidad del agua en el lecho de un cauce (e.g. condición de no deslizamiento).

2.2.5 Condición inicial

Valor de una variable en todo el dominio espacial de aplicación en el momento inicial de la simulación. La mayoría de modelos matemáticos están constituidos por sistemas de ecuaciones diferenciales ordinarias o parciales. Cuando se simula la evolución en el tiempo de una variable de interés, es necesario definir el valor de dicha variable en el tiempo inicial de simulación, en todo el dominio espacial del modelo. Dicho valor puede variar en el espacio y se conoce como condición inicial.

Ejemplos de condiciones iniciales son el perfil longitudinal de elevación de la lámina de agua en un río en el tiempo cero (el cual se puede obtener suponiendo flujo gradualmente variado) cuando se va simular flujo no permanente resolviendo las ecuaciones de Saint-Venant; o el estado inicial de humedad del suelo en una cuenca hidrográfica para simular un evento hidrológico. En modelos de transporte de solutos y en modelos dinámicos de calidad del agua, la condición inicial suele ser el perfil de concentración en estado estable de la sustancia de interés, tomando como concentración de entrada el primer valor de la serie de concentración correspondiente.

En algunos casos, la selección de la condición inicial es relativamente arbitraria o incierta, por lo que es necesario considerar un período de “calentamiento” del modelo con el fin de que la respuesta generada no tenga influencia de la condición inicial supuesta; ese calentamiento se puede llevar a cabo duplicando o extendiendo la serie de entrada para simulación y tomando la segunda mitad o la última parte de la serie simulada a la salida, respectivamente.

Las condiciones iniciales son muy importantes cuando se aplican modelos dinámicos (i.e. en donde el cambio en el tiempo de la variable de interés es importante). En algunos modelos en estado estable (i.e. en donde el cambio en el tiempo de la variable de interés es igual a cero), el valor de la condición inicial puede afectar la respuesta del modelo debido al esquema de solución, especialmente en los casos donde la respuesta en un punto específico del espacio se toma como el valor de la variable al final del periodo de simulación. En modelos en estado estable, es una buena práctica verificar la sensibilidad de la salida del modelo ante el cambio de las condiciones iniciales, con el fin de definir el periodo de simulación.

2.2.6 Criterio de desempeño

Nivel aceptable de ajuste entre la respuesta del modelo y la respuesta observada en el sistema natural. Este criterio aplica para la calibración y validación del modelo.

2.2.7 Dominio de aplicación

- **Modelo conceptual:** Condiciones prescritas bajo las cuales se ha probado el modelo conceptual. Para ello se debe evaluar si las hipótesis y teorías supuestas representan adecuadamente la realidad (confirmación).
- **Código del modelo:** Condiciones prescritas bajo las cuales se ha probado el código del modelo. Para ello, por ejemplo, se compara con soluciones analíticas, otros códigos disponibles o casos de estudio previos (pruebas pos-modelación) para evaluar si el código es apropiado para el uso propuesto (verificación).
- **Modelo:** Condiciones prescritas bajo las cuales se ha probado el modelo para un sitio específico. Para ello, se debe comparar la respuesta del modelo con conjuntos de datos medidos que corresponden a las condiciones bajo las cuales se pretende aplicar el modelo y haber alcanzado los respectivos criterios de desempeño establecidos para la calibración y validación del mismo.

2.2.8 Datos de entrada

Por datos de entrada se entiende el conjunto de condiciones de frontera y condiciones iniciales requerido para resolver las ecuaciones matemáticas que conforman el modelo. Así mismo, dentro

de los datos de entrada se incluye la geometría² del dominio espacial del modelo y el tiempo de simulación (Figura 2).

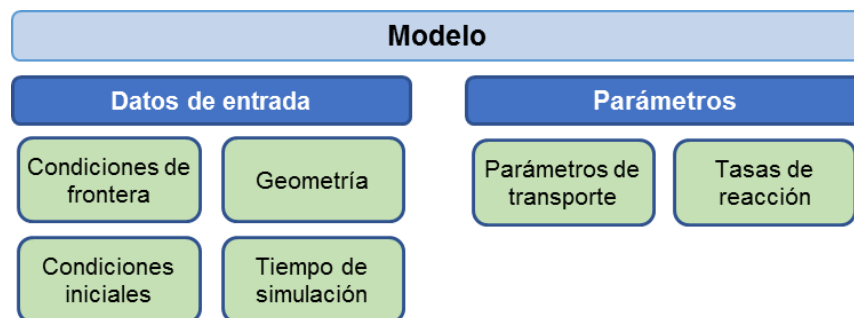


Figura 2. Representación gráfica de los elementos que componen un modelo.

² En algunos casos, la geometría suele expresarse en términos de propiedades como el área, el perímetro y la pendiente, los cuales se identifican como parámetros en ciertos modelos matemáticos.

3 ASPECTOS GENERALES SOBRE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

La calidad del recurso hídrico superficial presenta una gran dinámica como resultado de los fenómenos naturales y antrópicos que ocurren e interactúan en la cuenca hidrográfica. Los ecosistemas acuáticos están representados por sus características hidrodinámicas y de transporte (por ejemplo: profundidad del agua, velocidad, coeficientes de difusión/dispersión), sus características químicas y aquellas asociadas a las comunidades biológicas presentes en la columna de agua, en los sedimentos de fondo y en los ecosistemas conexos. Las aguas superficiales reciben gran cantidad de nutrientes y contaminantes que ingresan de forma directa e indirecta como consecuencia de diversas actividades antrópicas y, en ciertos casos, por fenómenos naturales. Aunque cada cuerpo de agua superficial es único y particular, muchos de ellos enfrentan problemas ambientales similares que están asociados al aporte de cargas contaminantes, a lo cual se le suma el uso inadecuado del recurso hídrico. Ejemplos de dichos problemas son la eutrofización de los cuerpos de agua (exceso de nutrientes y proliferación de plantas acuáticas), la propagación de organismos patógenos, la presencia de sustancias tóxicas y la sobreexplotación del recurso hídrico, los cuales generan como resultado la pérdida de la cantidad y calidad del hábitat, problemas de salud pública y limitaciones a los usos del agua superficial.

El análisis de la calidad del recurso hídrico está basado fundamentalmente en tres herramientas: 1) la medición, 2) el análisis teórico y estadístico, y 3) la modelación matemática. Aunque cada herramienta tiene sus ventajas, también presenta limitaciones, por lo que su manejo apropiado permite un mejor entendimiento del ecosistema sin dejar a un lado la importancia que juegan el juicio y experiencia profesional de los técnicos y los administradores del recurso. Con el propósito de permitirles a los encargados de la toma de decisiones identificar la dimensión de los problemas ambientales, la medición se convierte en la mejor forma de conocer las características reales del sistema. La medición es, además, el punto de partida para la modelación matemática; solo después de haber obtenido información suficiente acerca del sistema hídrico, será posible realizar análisis y modelaciones confiables que ayuden a entender los procesos hidrodinámicos y de calidad del agua.

Los datos de campo rara vez son suficientes, por sí solos, para tomar decisiones relacionadas con la planificación, administración y con el ordenamiento del recurso hídrico, especialmente en aquellos cuerpos de agua altamente intervenidos y con gran diversidad de actores. Lo anterior se debe a que es casi imposible contar con un conocimiento detallado del sistema hídrico por limitantes en el proceso de caracterización y monitoreo, entre los que se encuentran, por ejemplo, el presupuesto, el tiempo de ejecución del estudio, las restricciones de carácter técnico y la resolución espaciotemporal de la información primaria y secundaria.

Las mediciones de campo son a menudo limitadas y solamente se pueden realizar en determinadas áreas o sitios y en ciertos periodos de tiempo. Así mismo, es necesario analizar la confiabilidad de la información disponible y obtenida en campo para evitar que errores en los resultados de los monitoreos conduzcan a la interpretación ambigua y equivocada de lo que está ocurriendo en el cuerpo de agua. Por otra parte, los datos medidos en campo sólo representan una imagen puntual del estado del recurso hídrico en el momento de la medición, y no arrojan información relacionada con el estado futuro o prospectivo, el cual está sujeto principalmente a dinámicas poblacionales, cambios en el uso del suelo, construcción de infraestructura civil, cambios en el uso del agua y la implementación de instrumentos y medidas de seguimiento y control de la contaminación.

Teniendo en cuenta las consideraciones mencionadas, la modelación de la calidad del agua se constituye como una herramienta valiosa y complementaria en la administración y planificación del

recurso hídrico, orientada a soportar la toma de decisiones para la priorización de proyectos de saneamiento, la selección técnica y financiera de alternativas de control de la contaminación, otorgamientos de permisos de vertimiento, etc.

En términos generales, un modelo de calidad del agua es una representación matemática de los procesos de transporte y degradación de una o varias sustancias dentro de un cuerpo de agua. El propósito principal de un modelo de calidad del agua consiste en establecer el comportamiento más probable del cuerpo de agua en términos de su capacidad de asimilación y de auto-depuración bajo diferentes condiciones de caudal en el cuerpo receptor y de carga contaminante en los tributarios y vertimientos.

En todo caso, la implementación de un modelo de calidad del agua requiere de información de campo que permita soportar los procesos de calibración y validación (los cuales se describen en detalle en la sección 4.8 del presente documento). El proceso de planeación y ejecución del programa de monitoreo requerido para la implementación de modelos de calidad del agua se describe en el numeral 4.6 del presente documento.

3.1 PRINCIPALES VARIABLES A MODELAR

Algunas de las variables claves comúnmente usadas para representar la hidrodinámica, el transporte y las condiciones de calidad del agua son: *a)* la temperatura del agua, *b)* el campo de velocidad, *c)* el volumen o la profundidad *d)* el flujo e intercambio de sustancias en la interface sedimento-agua en el fondo del cuerpo de agua, *e)* los organismos patógenos (por lo general, mediante la modelación de coliformes totales y/o fecales como indicadores), *f)* el pH y la alcalinidad, *g)* las sustancias tóxicas, *h)* el oxígeno disuelto, *i)* la materia orgánica carbonácea, *j)* el ciclo biológico de las algas (suspendidas, flotantes y ligadas al fondo) y *k)* los nutrientes (ciclos del nitrógeno y fósforo, principalmente).

- La temperatura es una variable importante para representar las condiciones de calidad del agua dado que gobierna la mayoría de las reacciones bioquímicas que ocurren en el ecosistema y afecta el comportamiento de los organismos vivos. La temperatura del agua condiciona el nivel de saturación de oxígeno en el cuerpo de agua, acelera la descomposición de la materia orgánica presente en la columna de agua bajando los niveles de oxígeno disuelto, y apresura el fenómeno de eutrofización y otras cinéticas de reacción. Adicionalmente, las diferencias de temperatura en la columna de agua en los cuerpos lénticos pueden ocasionar la formación de estratos que, al romperse, pueden inducir al recambio del agua del fondo (generalmente de peor calidad) por la de la superficie (generalmente de mejor calidad).
- La velocidad, el volumen (o profundidad) del agua y los coeficientes de dispersión/difusión juegan un papel importante en el tiempo que residen y la forma como se transportan, mueven y mezclan las sustancias o compuestos que modifican la calidad del agua.
- Los sedimentos ingresan a las aguas superficiales procedentes de muchas fuentes (naturales y antrópicas, autóctonas y autóctonas, puntuales y difusas) y pueden alterar el hábitat de la biota acuática, especialmente el de los organismos bentónicos, una vez se depositan en el fondo; también pueden causar la pérdida de la capacidad de almacenamiento en ambientes lóticos y lénticos e interferir con algunos usos como la navegación y ciertos procesos industriales. Así mismo, algunos contaminantes, como las sustancias tóxicas orgánicas, los metales pesados y organismos patógenos, tienen afinidad por los sólidos (adsorción), siendo este uno de los medios mediante los cuales se transportan y almacenan en los cuerpos de agua, causando diferentes impactos sobre las comunidades bióticas y las cadenas tróficas (bioacumulación y

biomagnificación) y, por consiguiente, sobre la salud pública. Debido a que en periodos de alta precipitación y caudal hay un aumento en la fuerza tractiva del agua en ambientes lóticos, muchos de los sedimentos (y sustancias adheridas a ellos) regresan a la columna de agua por el fenómeno de resuspensión; igualmente, es en estos períodos cuando aumenta el aporte de carga de lavado proveniente de la cuenca, la cual se amplifica por un mal manejo del suelo y cambios en el uso y cobertura del mismo (por ejemplo: deforestación).

- El Oxígeno Disuelto (OD) es uno de los más importantes determinantes de la calidad del agua y es usado para medir la cantidad de oxígeno disponible para la actividad química y biológica en el agua. El balance natural del oxígeno disuelto puede verse afectado por la presencia excesiva de materia orgánica y de nutrientes susceptibles de oxidarse. Las fuentes de estos últimos son de diversos tipos. Entre las fuentes antrópicas están las cargas contaminantes por vertimientos puntuales asociadas a asentamientos humanos o actividades industriales. Entre las cargas contaminantes por fuentes difusas o no puntuales están las generadas por las actividades agrícolas, en donde son de interés las sustancias fertilizantes que son transportadas a los cuerpos de agua mediante procesos de erosión o escorrentía superficial, y las provenientes de grandes áreas urbanas.
- Los nutrientes son esenciales para la vida animal y vegetal, pero en exceso pueden generar procesos de crecimiento excesivo de algas. Lo anterior puede romper el balance natural, ya que, al terminar su ciclo vital, la descomposición de las algas genera consumo de oxígeno disuelto en la columna de agua para su oxidación, situación que en algunos cuerpos de agua causa problemas al ecosistema al reducirse el oxígeno disponible para las especies bióticas. Por lo anterior, dependiendo de los objetivos que se persigan con la modelación, se debe analizar la incorporación del comportamiento de los productores primarios en la columna de agua. Así mismo, con la proliferación de vegetación acuática flotante, como el buchón de agua, se puede inhibir el efecto mortal de la luz solar sobre los organismos patógenos y se puede alterar la temperatura de la columna de agua.

3.2 OTROS ASPECTOS A TENER EN CUENTA

La evaluación de la calidad del agua en los recursos hídricos superficiales de manera integral relaciona varias disciplinas simultáneamente como la química, la estadística, la hidráulica, la hidrología, la ecología, la geología y la edafología. Dichas disciplinas interactúan con las ciencias económicas y sociales para poder lograr los objetivos que plantea la gestión integral del recurso hídrico. Es importante tener en cuenta, a la hora de evaluar la calidad del agua, que los procesos físicos, químicos y biológicos varían no solo en el tiempo sino también en el espacio. Estas variaciones espaciales dependen fundamentalmente del tipo y la geomorfología del cuerpo de agua y de las cargas externas de contaminación. Las variaciones temporales pueden ser a largo plazo (anuales), estacionales (mensuales) o diarias (horarias), asociadas a fenómenos hidroclimatológicos y a dinámicas en la cuenca.

La modelación de los cuerpos de agua superficiales se encuentra en continua evolución. La aplicación exitosa de un estudio de modelación de calidad de agua depende, en gran medida, de los siguientes factores:

- a) El modelo de calidad a utilizar debe representar de manera consistente los procesos a simular en el sistema y el comportamiento observado con la información recogida en campo.
- b) El modelador debe tener conocimiento tanto del código del modelo como de la realidad a representar. El ejercicio de modelación no es un trabajo que se lleva a cabo exclusivamente

en oficina; siempre será necesario que el modelador conozca directamente el sistema a modelar.

- c) Se debe contar con información suficiente y de buena calidad, tanto de los datos de entrada al modelo y aquellos que permitan verificar los resultados del mismo, como de los generadores de carga contaminante, los usos actuales y potenciales de agua y suelo, los procesos dominantes de calidad del agua, sitios de aprovechamiento de recursos naturales que interactúen directa o indirectamente con la corriente.

Es importante anotar que no existe un acuerdo entre los investigadores o usuarios de los modelos de calidad de agua sobre cuál es el mejor modelo a emplear en la simulación de ríos, lagos, embalses, humedales y demás cuerpos de agua superficial continentales. No obstante, en las últimas décadas se ha hecho un esfuerzo importante desde la comunidad científica y académica para establecer marcos o protocolos rigurosos para la obtención de modelos confiables y aptos para la toma de decisiones en diferentes niveles de gestión del recurso hídrico. Para la administración y planificación del recurso hídrico, es fundamental entender los procesos clave que ocasionan los problemas de calidad del agua, incluyendo:

- El efecto de las cargas contaminantes puntuales y difusas en la calidad del agua del cuerpo receptor de acuerdo con la capacidad de autodepuración o asimilación de este último.
- El transporte y destino de los contaminantes y sedimentos originados por fenómenos de escorrentía superficial o erosión que limitan los usos del recurso y afectan el estado ecológico de los cuerpos de agua (cargas difusas).
- El fenómeno de eutrofización debido a la carga excesiva de nutrientes.
- El transporte, destino y efectos a corto, mediano y largo plazo de las sustancias tóxicas en los cuerpos de agua.

Los modelos están siendo usados frecuentemente para avanzar en el conocimiento científico de los temas relacionados con la calidad del recurso hídrico y su aprovechamiento, para mejorar la fiabilidad de las predicciones y para aclarar la relación causa-efecto existente entre los generadores de contaminación y los cuerpos de agua receptores. La generación de predicciones responsables y con baja incertidumbre es uno de los aspectos más importantes de la aplicación de los modelos de calidad del agua. El costo de los estudios de modelación hidrodinámica y de calidad del agua es generalmente una parte muy pequeña en comparación con los costos de implementar las medidas de control identificadas.

Los modelos pueden simular los cambios en un ecosistema ocasionados por las alteraciones en sus condiciones internas o externas de referencia, tales como un cambio en el alineamiento o en la sección transversal del cuerpo de agua, el incremento en la altura de la lámina de agua o una reducción de una carga contaminante. Estas simulaciones predicen los efectos negativos o positivos en el cuerpo de agua conduciendo a la exigencia de medidas de control como la implementación de obras de saneamiento, cambios en el ordenamiento territorial, la restricción del uso y vertimiento de ciertas sustancias tóxicas, entre otros, en el corto, mediano y largo plazo. En consecuencia, es imperativo que el modelo pueda representar de la mejor manera posible el sistema para soportar la implementación de medidas de planificación, control, mitigación, entre otras.

3.3 VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Como se mencionó previamente, un modelo de calidad del agua constituye una herramienta de gran utilidad para la toma de decisiones relacionadas con la gestión del recurso hídrico, toda vez que

permite representar los procesos que ocurren en la naturaleza, y simular diferentes escenarios futuros con el fin de establecer el comportamiento más probable del cuerpo de agua ante diferentes variaciones en los datos de entrada. Sin embargo, este tipo de modelos tienen implícita una serie de simplificaciones e incertidumbres que limitan su aplicación a unas condiciones específicas, haciendo necesario que los modeladores y tomadores de decisiones analicen y documenten las fuentes de incertidumbre asociadas a cada modelo en particular. Lo anterior genera que la aplicación de este tipo de modelos implique una serie de ventajas y limitaciones, algunas de las cuales se describen a continuación.

Adecuadamente implementado, calibrado y validado, un modelo de calidad del agua puede ser usado, entre otras, para las siguientes aplicaciones:

- Estimar y caracterizar la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua.
- Servir como herramienta para el diseño de planes de saneamiento y la evaluación de alternativas, mediante la simulación de escenarios de saneamiento y el análisis de sus posibles efectos, sin necesidad de invertir en obras de infraestructura.
- Predecir las condiciones futuras de los cuerpos de agua, mediante la simulación de escenarios.
- Analizar el impacto de vertimientos sobre la calidad de cuerpos de agua (EAV).
- Identificar conflictos uso-calidad.
- Caracterizar la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua

Finalmente, es importante anotar que los modelos raramente se pueden considerar malos o buenos; ellos generan resultados que pueden conducir a conclusiones acertadas o equivocadas. Por lo tanto, un amplio conocimiento del cuerpo de agua a modelar y de las interacciones de los diferentes procesos modelados es fundamental para una correcta interpretación de los resultados del modelo. De acuerdo con lo anterior, es relevante precisar que, como cualquier otra herramienta utilizada en ingeniería, los modelos pueden ser usados adecuada o inadecuadamente.

3.4 MODELACIÓN DE SUSTANCIAS CONSERVATIVAS Y NO CONSERVATIVAS

Los modelos de calidad del agua son usados para establecer relaciones entre los cambios en la calidad del agua del cuerpo receptor y las variaciones en las cargas contaminantes que llegan al mismo. Los cambios en la calidad del agua responden a los procesos de transporte físicos y a los procesos de transformación o reacción física, química, bioquímica y biológica que ocurren en el cuerpo receptor. Entre los procesos más importantes y sujetos a modelar están: la hidrodinámica y el transporte (advección, difusión/dispersión), la transferencia de calor y cambios en la temperatura del agua, el balance de oxígeno disuelto en el cuerpo de agua, el transporte, destino y reacción de los nutrientes y la materia orgánica, los procesos de eutrofización, el comportamiento del pH en el cuerpo de agua, el destino y transporte de sustancias tóxicas, las tasas de extinción o dinámicas de organismos patógenos y otros organismos biológicos presentes en el cuerpo de agua, las dinámicas de fracciones de sólidos suspendidos y las relaciones entre la interface agua-sedimento.

La Figura 3 presenta un esquema general de los procesos de transporte y transformación fisicoquímica comúnmente simulados por un modelo de calidad del agua. En general, los procesos simulados se pueden agrupar en transporte de solutos y transformaciones bioquímicas. El transporte de solutos se entiende como el transporte de sustancias conservativas, es decir, sin incluir las transformaciones bioquímicas. En este caso, las sustancias son transportadas por el cuerpo de agua y su concentración se ve reducida como consecuencia de la acción conjunta de la advección y la

difusión de la sustancia; sin embargo, se considera que la masa de la sustancia transportada se mantiene constante. Por su parte, las transformaciones bioquímicas generan reducciones en la concentración de la sustancia, mediante procesos como la oxidación de la materia orgánica, los cuales generan transformaciones que reducen la masa de la sustancia de interés.

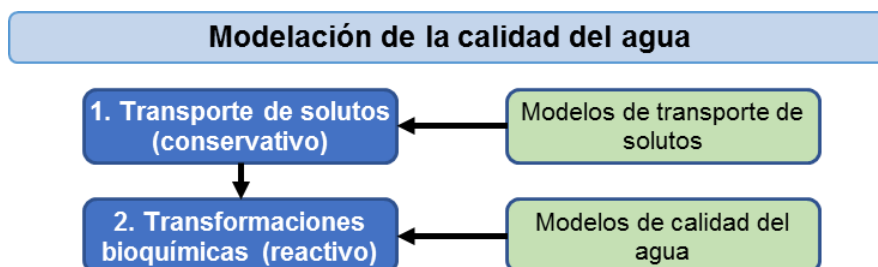


Figura 3. Esquemización de la relación entre la modelación del transporte de solutos (conservativo) y de las transformaciones bio-químicas (reactivo).

El efecto combinado de los procesos descritos genera reducciones en las concentraciones de las sustancias contaminantes, aguas debajo de un vertimiento (ver Figura 4). Este efecto combinado es conocido como la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua, y varía en función de aspectos como las características físicas, la geomorfología, el régimen hidrológico, entre otros aspectos.

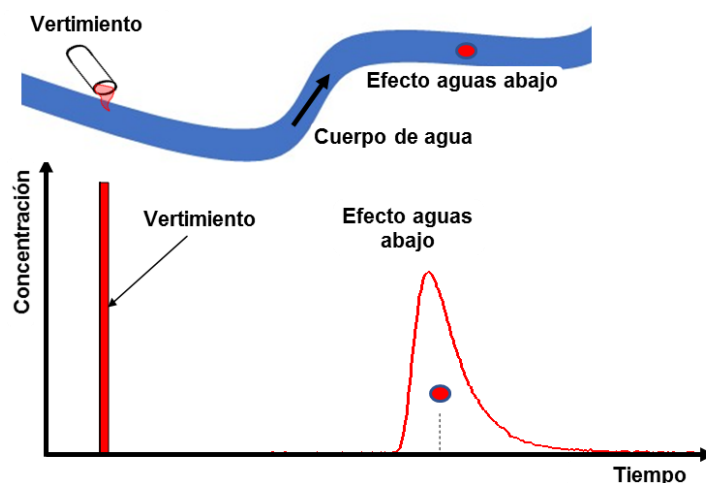


Figura 4. Efecto combinado del transporte de solutos y las transformaciones bioquímicas en la concentración de una sustancia de interés, aguas debajo de un vertimiento.

3.4.1 Mecanismos de transporte de solutos

El transporte de contaminantes en ríos convencionalmente ha sido modelado mediante la Ecuación de Advección Dispersión – ADE; sin embargo, la imposibilidad de dicha ecuación para representar las zonas muertas existentes en canales naturales ha llevado al desarrollo de nuevas aproximaciones de modelación (Schütze et al., 2002).

Las ecuaciones usadas para la modelación del transporte de solutos se pueden dividir en tres grupos: (i) basadas en la ecuación advección-dispersión (modelo ADE; Taylor, 1954), (ii) basadas en el

modelo de almacenamiento temporal *Transient Storage* (modelo TS; Bencala y Walters, 1983), y (iii) basadas en el modelo de zona muerta agregada (modelo ADZ; Beer y Young, 1983). La Tabla 1 presenta las ecuaciones de cada uno de los métodos mencionados; una descripción y comparación de cada una de las ecuaciones presentadas puede ser consultada en Hernández (2014). Se anota que el uso de estos modelos es limitado para tramos de corriente con extensiones menores a la longitud de la zona de mezcla.

Tabla 1. Ecuaciones para la simulación del transporte de solutos.

Modelo	Ecuación
ADE	$\frac{\partial c(x,t)}{\partial t} = -U \frac{\partial c(x,t)}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c(x,t)}{\partial x^2}$
TS	$\frac{\partial c(x,t)}{\partial t} = -U \frac{\partial c(x,t)}{\partial x} + E \frac{\partial^2 c(x,t)}{\partial x^2} + \alpha [c_s(t) - c(x,t)]$ $\frac{dc_s(t)}{dt} = \alpha \frac{A}{A_s} [c_s(t) - c(x,t)]$
ADZ	$\frac{d[c(t)]}{dt} = \frac{1}{t_m - \tau} [c_u(t - \tau) - c(t)]$

Los modelos ADE y TS son distribuidos en la escala de tramo, debido a que dependen tanto del espacio x como del tiempo t . Por lo tanto, para su aplicación se requiere información de secciones transversales a lo largo de un tramo de interés, o de la estimación de parámetros uniformes a escala de tramo. Por su parte, el modelo ADZ es agregado en la escala de tramo, y su única variable independiente corresponde al tiempo t . Adicionalmente, el modelo ADZ involucra un menor número de parámetros, facilitando su aplicación a escala de cuenca.

Es importante mencionar que la mayoría de códigos de modelación existentes involucran de forma implícita alguno de los modelos de transporte de solutos mencionados, haciendo necesario que el usuario introduzca los respectivos parámetros del modelo al realizar la simulación. En todo caso, es necesario que el modelador conozca y documente suficientemente el modelo de transporte de solutos implementado y su proceso de calibración.

3.4.2 Transporte reactivo

La modelación de los procesos bioquímicos que ocurren en los ríos involucra gran cantidad de procesos, parámetros y variables de estado. Entre los principales procesos que se deben tener en cuenta al modelar la calidad del agua en ríos se tienen el consumo de oxígeno por degradación de materia orgánica, la reaeración y la saturación de oxígeno disuelto, los ciclos de nitrógeno y fósforo, la fotosíntesis y respiración de algas, entre otros (Schütze et al., 2002). Adicionalmente, los procesos mencionados se ven afectados por la temperatura, por lo que dicho determinante debe ser tenido en cuenta en la modelación. Lo anterior ha llevado al desarrollo de gran cantidad de modelos de calidad del agua en ríos, que implementan diferentes niveles de complejidad para simular los procesos que ocurren en los cuerpos receptores. Una revisión de diferentes modelos comerciales disponibles puede ser consultada en Schütze et al. (2002), Riecken (1995), entre otras fuentes.

4 PROTOCOLO DE MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

4.1 ASPECTOS GENERALES

Diversos autores han propuesto protocolos o procesos de modelación de acuerdo con los resultados de sus investigaciones y experiencias en el tema, con la finalidad que los usuarios de los modelos los utilicen de manera práctica. Entre dichas referencias se pueden citar los protocolos o procesos expuestos por Fischer *et al.* (1979), Thomann (1987), Chapra (1997) y en el ámbito local el Protocolo de modelación de la dinámica del agua (IDEAM, s.f.) y el propuesto por Camacho y Díaz-Granados (2003), los cuales coinciden en algunos aspectos metodológicos, con algunas diferencias particulares en algunos componentes.

El protocolo de modelación presentado en la Figura 5 resume algunos de los aspectos planteados por los diversos autores en sus protocolos planteados y citados anteriormente, para finalmente formular un protocolo simplificado como marco recomendado para efectuar los procesos de modelación de calidad de agua de manera efectiva.

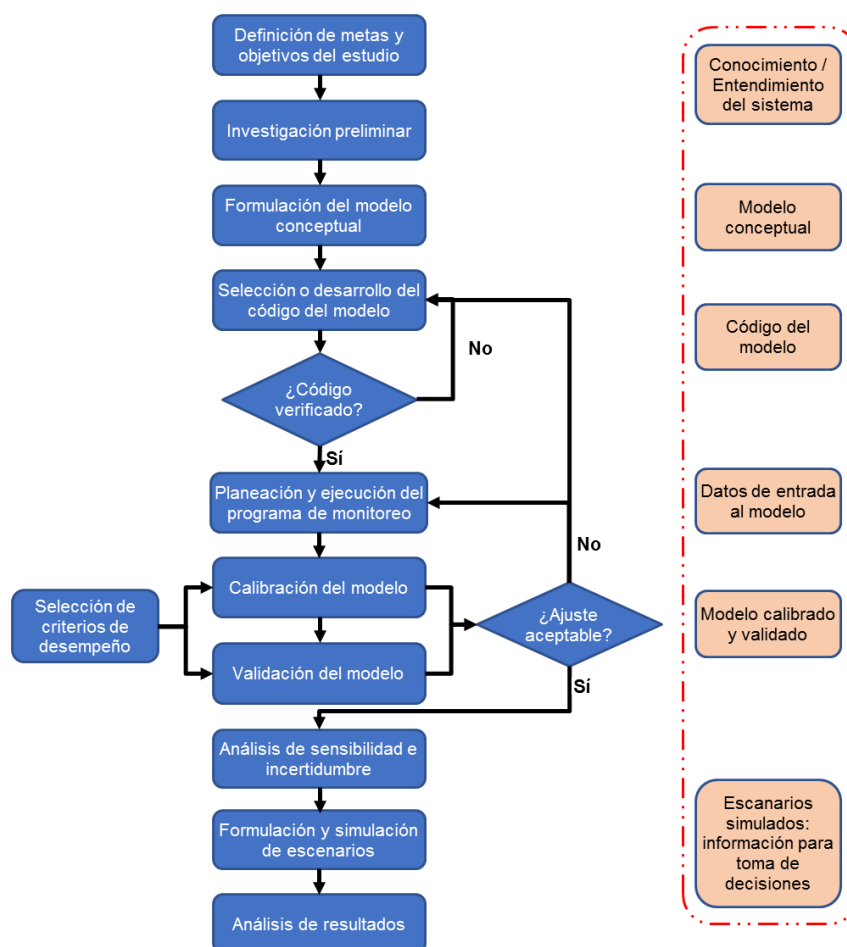


Figura 5. Protocolo de modelación de la calidad del agua.

Es importante resaltar que, al considerar la modelación de la calidad del agua como un proceso con diversidad de criterios y metodologías, el protocolo propuesto puede ser adaptado o complementado, dependiendo de las particularidades del problema, las características del cuerpo de agua o sistema a modelar y los objetivos de la modelación.

Adicionalmente, la modelación de la calidad del agua debe entenderse como un proceso continuo, el cual debe ser revisado y actualizado de forma periódica, con el fin de verificar las hipótesis asumidas inicialmente, realizar seguimiento e incorporar los eventuales cambios en las condiciones del sistema simulado. Este proceso debe realizarse en el marco de las actividades de seguimiento que deben realizar las Autoridades Ambientales en el marco de los respectivos instrumentos. Por último, se resalta la necesidad de documentar de forma detallada cada uno de los pasos seguidos en la implementación del modelo, con el fin de llevar un registro de las hipótesis, limitaciones, e información de entrada al modelo, de forma que éste pueda ser usado o actualizado en futuros estudios, teniendo claro las limitaciones en su aplicación.

A continuación, se describen en detalle las actividades presentadas en la Figura 5.

4.2 DEFINICIÓN DE METAS Y OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Antes de iniciar cualquier actividad relacionada con la modelación de la calidad del agua se deben tener claramente definidos los objetivos del estudio. A continuación se citan algunos de los estudios o actividades enfocados en el proceso del ordenamiento del recurso hídrico y la evaluación ambiental de vertimiento:

- Establecimiento de los objetivos de calidad.
- Determinación de la carga permisible en un tramo del recurso hídrico.
- Definición de las metas de reducción de cargas contaminantes.
- Comparación de escenarios de gestión del recurso hídrico.
- Evaluación ambiental del vertimiento.
- Reglamentación de los vertimientos de acuerdo con los resultados del PORH.

Teniendo claro el objeto y alcance del estudio de modelación, es posible proyectar las actividades a realizar en términos de recurso económico y humano, tiempo, posibles dificultades, entre otros aspectos. El éxito de un estudio de modelación depende en gran medida de una planeación detallada que permita reducir los imprevistos durante la ejecución. A continuación se presentan algunos de los muchos objetivos a alcanzar con la implementación de un modelo de calidad de agua:

- Implementar una herramienta técnica que permita representar los efectos de las cargas contaminantes vertidas a los cuerpos de agua.
- Obtener resultados creíbles que puedan ser utilizados como medidas de planificación y administración del recurso hídrico.
- Formular una herramienta de modelación de calidad de agua con la capacidad de simular escenarios de calidad en la corriente frente a escenarios del recurso como lo son sus usos y dinámicas con los diferentes usuarios.
- Formular un modelo que permita realizar proyecciones a futuro bajo escenarios de cambio climático, con el fin de realizar una gestión sostenible del recurso.

4.3 INVESTIGACIÓN PRELIMINAR

La investigación preliminar incluye el levantamiento de información secundaria disponible relacionada con el objetivo del estudio, así como la realización de visitas de reconocimiento de campo que permitan al modelador contar con una idea inicial de las particularidades y procesos que ocurren en el cuerpo de agua objeto de estudio. La extensión espacial, escala y nivel de detalle requeridos para la investigación preliminar dependerán del objetivo de la modelación a realizar y de la extensión espacial del modelo a implementar.

4.3.1 Recopilación de información de instrumentos existentes

Se debe realizar una identificación, revisión, organización y clasificación de información derivada de insumos e instrumentos de planificación, administración, evaluación y seguimiento del recurso hídrico existente y que incluyan el cuerpo de agua objeto de estudio. Dentro de dicha información se debe considerar, entre otros aspectos:

- Información de oferta.
- Información de demanda.
- Localización y caracterización de sitios de vertimiento al cuerpo de agua, incluyendo cargas puntuales y difusas.
- Inventario de obras hidráulicas.
- Sistema de Información del Recurso Hídrico - SIRH.
- Censos de usuarios de recurso hídrico.
- Cobertura y usos de la tierra.

La anterior información se puede encontrar, entre otros, en los siguientes instrumentos:

- Planes estratégicos de Macrocuencas
- Planes de ordenación y manejo de la cuenca POMCA.
- Planes de manejo ambiental de acuíferos PMAA.
- Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico anteriores
- Planes de manejo del Sistema de Parques Nacionales Naturales
- Planes de manejo de humedales.
- Planes de manejo de páramos.
- Planes de manejo de bosques secos.
- Planes de manejo integral de manglares.
- Planes de ordenamiento forestal
- Evaluaciones Regionales del Agua - ERA.
- Programas de monitoreo del recurso hídrico (calidad y cantidad del agua, que incluyan parámetros microbiológicos e hidrobiológicos).
- Planes de Ordenamiento territorial y Planes de Desarrollo.

Se recomienda incluir en el análisis información generada como mínimo durante los últimos cuatro años.

4.3.2 Recopilación de la información de las redes hidrometeorológicas y de calidad hídrica existentes

Esta actividad está orientada a identificar y localizar las estaciones hidrológicas, climatológicas y de calidad de agua existentes sobre la cuenca del cuerpo de agua e inventariar la información

disponible. Se deben tener en consideración las redes nacionales, regionales y locales de observación y medición y en especial las que hayan sido utilizadas previamente por la Autoridad Ambiental competente en otros estudios para la evaluación y control de la calidad del agua.

Se deberá realizar un inventario de la información existente, en el que se incluya como como mínimo lo siguiente:

- Fecha inicial y final de registro o muestreo
- Tipo de estación
- Variables medidas
- Escala temporal del registro
- Sitios de muestreo
- Entidad o persona encargada de la toma de la muestra y del análisis de laboratorio (si es posible indicar si el laboratorio es acreditado)

4.3.3 Identificación de usuarios del recurso hídrico

Se deben identificar los usuarios (concesiones y permisos de vertimientos) y usos existentes del recurso hídrico superficial, con el fin de consolidar información de captaciones y vertimientos, como insumo para el diseño de la red de monitoreo, en lo que respecta a localización de puntos de muestreo y selección de los parámetros objeto de monitoreo.

La información para la clasificación de los usos actuales podrá ser obtenida, entre otras fuentes, a partir de:

- Mapas de cobertura y uso del suelo a escala 1:25.000, si existen.
- Fotografías aéreas y/o imágenes de sensores remotos, si existen
- Planes de Ordenamiento Territorial.
- Registros actualizados existentes en la Autoridad Ambiental competente

4.3.4 Reconocimiento de campo

Se debe realizar por lo menos una visita de campo al cuerpo de agua a modelar, la cual tendrá como propósito la identificación de las características del cuerpo de agua. Durante la inspección de campo se recolectará la información necesaria para:

- Identificar los sitios adecuados para monitoreo con el fin de recopilar información para la calibración del modelo, determinar las cargas contaminantes, entre otros.
- Identificar las captaciones o tributarios principales al cuerpo de agua, así como los vertimientos significativos.
- Georreferenciar los sitios de interés identificados y llevar registros fotográficos.
- Determinar las características morfológicas del cauce o hidráulicas preliminares que se presentan en el cuerpo de agua.

Como resultado de recorrido de campo, se caracterizará el sistema a modelar, identificando la información requerida para seleccionar el modelo, y se definirán e identificarán los procesos que deberá representar adecuadamente el modelo tales como reaeración, presencia de condiciones anaeróbicas, características de la población, tramos o sectores del cuerpo de agua sujetos a procesos de sedimentación, estructuras hidráulicas que afectarán la calidad del agua o las condiciones del flujo, actividades susceptibles de generar aportes distribuidos, entre otros. Asimismo, el reconocimiento de campo generará insumos para el diseño preliminar del programa de monitoreo,

incluyendo la macro-localización de los puntos de muestreo, de forma que reflejen las principales transformaciones que ocurran en la calidad del agua, mediante la localización de los principales afluentes y vertimientos con mayor aporte de carga contaminante.

4.4 FORMULACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL

Un modelo conceptual es un esquema en el cual se localizan y definen las entradas, las salidas y las características físicas del sistema por modelar. El modelo conceptual permite ubicar todos los elementos que influyen en la calidad del agua del sistema a modelar, por ejemplo: los vertimientos más contaminantes, los tributarios más significativos, las variables por monitorear, entre otros. La formulación del modelo conceptual debe considerar como mínimo los siguientes aspectos:

4.4.1 Esquematación del sistema

Se deben construir esquemas que indiquen: entradas, salidas, fuentes, sumideros y procesos fisicoquímicos y biológicos dominantes identificados en el sistema a modelar. Así mismo indicar la segmentación inicial del sistema según características hidrológicas, hidráulicas, ecológicas, geomorfológicas, topográficas, usos de suelo o calidad del agua, teniendo en cuenta además la definición de los tramos a partir del inventario de usuarios que realizan vertimiento. La Figura 6 presenta un ejemplo de la esquematización inicial del sistema.

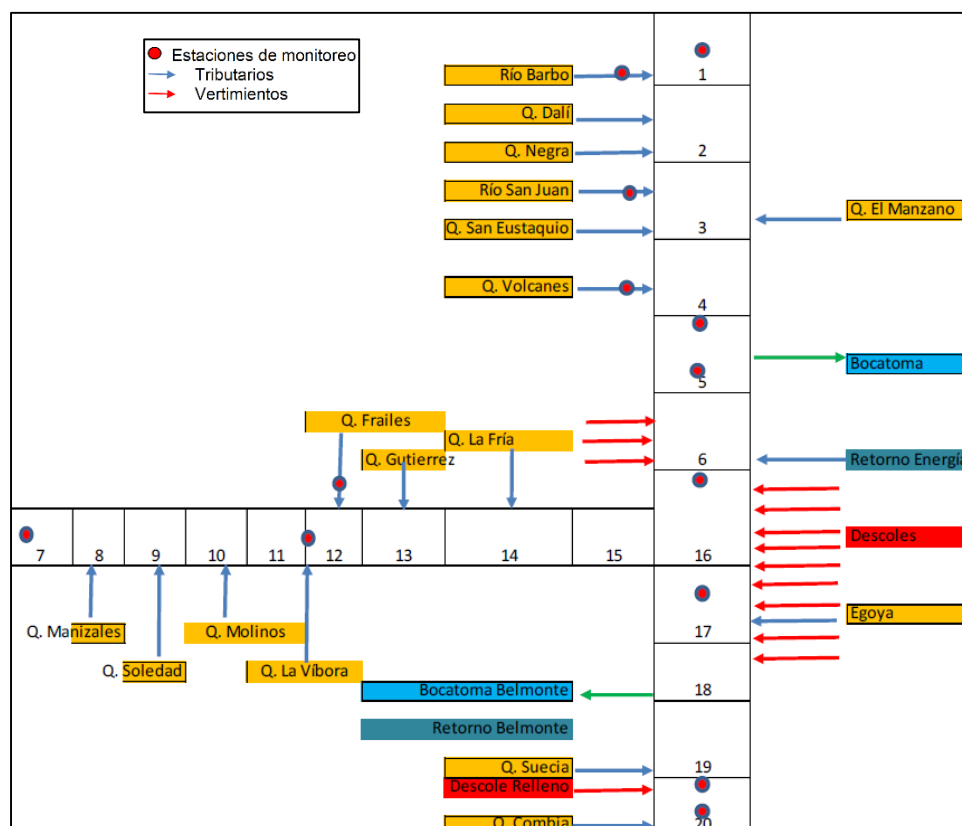


Figura 6. Ejemplo de esquematización del sistema, incluyendo entradas, salidas, puntos de monitoreo y segmentación de cuerpos de agua. Fuente: Minambiente – CARDER, 2014.

Es importante resaltar que la esquematización debe incluir una descripción general del funcionamiento del sistema, con base en la información secundaria recopilada y en los reconocimientos de campo realizados, de forma que se identifiquen los sitios en los que ocurren las principales transformaciones de calidad del agua, posibles conflictos uso – calidad, procesos dominantes, entre otros aspectos.

4.4.2 Definición de los procesos y variables a simular

A partir del análisis de la información secundaria levantada, de las visitas de campo realizadas y de la esquematización inicial del sistema a modelar, es posible contar con un conocimiento preliminar de los procesos predominantes en el sistema, que permitirá definir las principales variables a incorporar en el modelo. Dichas variables deben ser seleccionadas teniendo en cuenta los usuarios y actividades económicas presentes, las principales problemáticas de contaminación identificadas, entre otros aspectos. Los resultados del monitoreo realizado, en conjunto con la esquematización del sistema realizada (ver sección 4.4.1), permitirán definir las principales variables a incorporar en el modelo.

Como resultado, se deben seleccionar las variables físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas mínimas a monitorear en el cuerpo de agua y en vertimientos. La Tabla 2 presenta las variables sugeridas para el monitoreo de cuerpos de agua lóticos, lénticos y vertimientos, las cuales podrán ser ajustadas y/o complementadas, considerando el objetivo de la modelación, así como los usos del agua, actividades económicas y características particulares identificadas para cada cuerpo de agua.

Tabla 2. Variables físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas sugeridas para el monitoreo de cuerpos de agua lóticos, lénticos y vertimientos.

No.	Parámetros	Unidades	Analizar en:		
			Vertimientos ³	Cuerpos lóticos	Cuerpos lénticos
In situ					
1	pH	[Unidad]	X	X	X
2	Conductividad eléctrica	[μS/cm]	X	X	X
3	Oxígeno disuelto	[mg/L O ₂]	X	X	X
4	Temperatura del agua	[°C]	X	X	X
Fisicoquímicos básicos					
5	Alcalinidad	[mg/L CaCO ₃]	X	X	X
6	Dureza Total	[mg/L CaCO ₃]		X	X
7	DBO ₅ Total [†]	[mg/L O ₂]	X	X	X
8	DBO ₅ Filtrada [†]	[mg/L O ₂]	X	X	X
9	DBO ₅ Soluble [†]	[mg/L O ₂]	X	X	
10	DQO Total	[mg/L O ₂]	X	X	X
11	DBO última [†]	[mg/L O ₂]	X	X	X
12	Sólidos suspendidos totales	[mg/L]	X	X	X
13	Sólidos suspendidos volátiles	[mg/L]	X	X	X
14	Sólidos sedimentables	[mg/L]	X		X
15	Sólidos disueltos totales	[mg/L]	X	X	X
16	Turbiedad	[UNT]	X	X	X
17	Nitrógeno total	[mg/L N]	X	X	X
18	Nitrógeno amoniacal	[mg/L N-NH ₃]	X	X	X
19	Nitritos	[mg/L N-NO ₂]	X	X	X
20	Nitratos	[mg/L N-NO ₃]	X	X	X

³ El monitoreo de vertimientos debe realizarse de acuerdo con las disposiciones de la Resolución 631 de 2015

No.	Parámetros	Unidades	Analizar en:		
			Vertimientos ³	Cuerpos lóticos	Cuerpos lénticos
21	Fósforo total	[mg/L P]	X	X	X
22	Ortofosfatos	[mg/L P-PO ₄]	X	X	X
23	Fosfatos	[mg/L]	X	X	
24	Grasas y aceites	[mg/L]	X	X	X
25	Tensoactivos aniónico método SAAM	[mg/L]	X	X	X
26	Fenoles	[mg/L]	X	X	X
27	Hidrocarburos totales del petróleo	[mg/L]	X	X	X
28	Compuestos organoclorados	[mg/L]			X
29	Compuestos organofosforados	[mg/L]		X	X
30	Sílice	[mg/L SiO ₂]			X
Metales y metaloides					
31	Arsénico (As)	[mg/L]	X	X	X
32	Bario (Ba)	[mg/L]	X	X	
33	Cadmio (Cd)	[mg/L]	X	X	
34	Cinc (Zn)	[mg/L]	X	X	X
35	Cobre (Cu)	[mg/L]	X	X	X
36	Cromo Total (Cr)	[mg/L]	X	X	
37	Hierro (Fe)	[mg/L]	X	X	X
38	Manganeso (Mn)	[mg/L]	X	X	X
39	Mercurio (Hg)	[mg/L]	X	X	X
40	Níquel (Ni)	[mg/L]	X	X	
41	Plomo (Pb)	[mg/L]	X	X	X
42	Selenio (Se)	[mg/L]	X	X	
43	Vanadio (Va)	[mg/L]	X	X	
Iones					
44	Cianuros	[mg/L CN ⁻]	X	X	X
45	Cloruros	[mg/L Cl ⁻]	X	X	X
46	Sulfatos	[mg/L SO ₄ ²⁻]	X	X	X
47	Calcio	[mg/L]		X	X
48	Magnesio	[mg/L]		X	X
49	Sodio	[mg/L]		X	X
Microbiológicos					
50	Coliformes termotolerantes	[NMP/100mL]	X	X	X
51	Coliformes totales	[NMP/100mL]	X	X	X
52	Coliformes fecales	[NMP/100mL]	X	X	X
53	<i>E. coli</i>	[NMP/100mL]	X	X	X
Hidrobiológicos**					
54	Clorofila- <i>a</i>	[mg/L Chl- <i>a</i>] o [mg/unidad de área]		X	X

Notas:

* Se debe inhibir la nitrificación en laboratorio de las DBO que sean analizadas.

** Si se requiere incorporar el componente hidrobiológico en la modelación, se recomienda relacionar los resultados del modelo con índices hidrobiológicos, siguiendo el procedimiento recomendado en la Guía para el ordenamiento del recurso hídrico superficial continental (Minambiente, 2018).

Adicionalmente, para cuerpos de agua de tipo léntico, se debe realizar la caracterización de los sedimentos de fondo sobre los puntos de monitoreo definidos. La Autoridad Ambiental competente deberá considerar la pertinencia y relevancia de analizar y reportar las variables físicas, químicas y biológicas que se presentan en la Tabla 3, en función de las particularidades de cada cuerpo de agua. La integración de estas variables en el modelo únicamente debe realizarse en los casos en los que la interacción entre aguas y sedimentos genere alteraciones significativas en la calidad del

agua, por ejemplo, como resultado de la re-suspensión de sustancias contaminantes adheridas a los sedimentos.

Tabla 3. Variables sugeridas para el monitoreo de sedimentos de fondo en cuerpos de agua lénticos.

Variables	Unidades
<i>Propiedades físicas</i>	
Densidad total	[kg/m ³]
Densidad de los sólidos	[kg/m ³]
Granulometría e Hidrometría	No aplica
<i>Características químicas en la fase sólida</i>	
DBO ₅ total	[mg/Kg O ₂]
DQO total	[mg/Kg O ₂]
COT	[mg/Kg]
Material orgánico	[mg/Kg]
Nitrógeno total	[mg/Kg N]
Nitratos	[mg/L N-NO ₃]
Fósforo total	[mg/Kg P]
Fósforo Reactivo soluble	[mg/kg]
Carbonatos	[mg/Kg]
Superficie específica	[m ² /Kg]
Hierro extraído utilizando 0.5N HCl	[mg/Kg]
Compuestos organoclorados	[mg/Kg]
Compuestos organofosforados	[mg/Kg]
Arsénico, Bario, Cadmio, Mercurio, Plomo, Selenio, Vanadio	[mg/Kg]
Cromo total	[mg/Kg]
Manganeso	[mg/L]
Manganeso (II)	[mg/L]
Hierro	[mg/L]
Hierro (II)	[mg/L]
Compuestos organofosforados	[µg/kg]
Compuestos organoclorados	[µg/kg]
REDOX	[µg/kg]
Sulfuros	[µg/kg]
<i>Características químicas en el agua de poros</i>	
Oxígeno disuelto	[mg/L]
Nitratos	[mg/L]
Fosfatos	[mg/L]
pH	[Unidad]
Alcalinidad	[mg/L]
Nitrógeno amoniacal	[mg/L]
Sulfatos	[mg/L]
Sulfuros	[mg/L]
Cloruros	[mg/L]
Sodio	[mg/L]
Magnesio	[mg/L]
Hierro (II)	[mg/L]
Cinc	[mg/L]
Manganeso (II)	[mg/L]
DBO ₅ total	[mg/L]
DQO total	[mg/L]
Arsénico, Bario, Cadmio, Mercurio, Plomo, Selenio, Vanadio	[mg/L]
Cromo total	[mg/L]
Compuestos organoclorados	[mg/L]
Compuestos organofosforados	[mg/L]

y la construcción de un modelo conceptual robusto, se deberá seleccionar una estrategia de levantamiento de información y de modelación que involucre los principales procesos de interés (por ejemplo, un modelo hidrodinámico en dos o en tres dimensiones, inclusión de dinámica marina en cuerpos de agua influenciados por este tipo de procesos, etc.).

4.4.3 Determinación de la condición climática y estacional a simular

La capacidad de asimilación y dilución, así como el impacto local de las cargas contaminantes sobre los cuerpos de agua receptores se ven influenciados por la magnitud de la carga vertida y el flujo o volumen con que cuente el cuerpo de agua. La asimilación de la carga contaminante es función de las condiciones hidrológicas del cuerpo de agua, en términos de flujos, características de transporte y condiciones de calidad aguas arriba o propias del cuerpo de agua.

Como resultado de las variaciones estacionales y de alta precipitación en las cuencas que generan cargas distribuidas asociadas a la escorrentía, las cuales causan diferentes impactos en la calidad del agua del recurso hídrico, el significado e importancia generado por las cargas distribuidas en los procesos de calidad del agua es específico del lugar donde ocurre el impacto y difícil de caracterizar explícitamente. A su vez en las condiciones húmedas de alta precipitación, el régimen de flujo permite un mejor transporte y capacidad de asimilación.

En términos generales, cuando la demanda de oxígeno generada por las cargas contaminantes en el cuerpo de agua receptor es el principal problema de contaminación, los esfuerzos de modelación se deben enfocar en determinar el impacto de los vertimientos o descargas en los periodos secos o de estiaje y teniendo un caudal base mínimo, debido a que las cargas contaminantes durante las condiciones de estiaje se caracterizan normalmente por ser constantes en términos de volumen y concentración. Además, en condiciones de estiaje, los patrones climatológicos e hidrológicos de caudales bajos presentan las condiciones críticas de asimilación o dilución de los cuerpos de agua, por lo cual dichos periodos se consideran normalmente como los críticos para evaluar las condiciones más desfavorables de los impactos de las cargas contaminantes sobre un cuerpo de agua.

Adicionalmente, con dichas condiciones hidrológicas bajo un escenario temporal constante, entendiéndose la ejecución de un modelo en estado estable, es posible representar de una mejor manera los impactos de cargas contaminantes puntuales, ya que se minimizan los aportes de cargas distribuidas o las variaciones en términos de cantidad de dichos vertimientos puntuales, lo cual permite un mejor control de las entradas o salidas del sistema a modelar.

Es importante anotar que, en condiciones de caudales altos asociados a temporadas de alta precipitación, el transporte de sustancias contaminantes o su dilución es mayor. En el caso de las corrientes, esta condición permite un rápido transporte de las sustancias contaminantes, así como una mezcla rápida y corta residencia con un posible menor impacto ecológico. Por el contrario, en condiciones de caudales bajos o volúmenes mínimos, los procesos de asimilación y dilución de las cargas contaminantes son menores, sumado a largos tiempos de residencia que brindan como resultado impactos ecológicos adversos como niveles de oxígeno disuelto bajos, concentraciones altas de nutrientes y materia orgánica en el cuerpo de agua y problemas de eutrofización, por lo cual el escenario de caudales bajos o mínimos puede ser significativo como escenario a modelar. Teniendo en cuenta el efecto de fenómenos de variabilidad climática en las condiciones hidrológicas colombianas (por ejemplo, la ocurrencia del fenómeno ENSO en sus fases húmeda y seca), se recomienda que la simulación de escenarios incluya los posibles efectos de dicha variabilidad en la calidad del cuerpo de agua.

Para los escenarios de largo plazo, cuando exista información disponible de los efectos del cambio climático en la respuesta hidrológica, el caudal de entrada para la simulación de escenarios deberá considerar tales proyecciones para las condiciones más críticas, para lo cual se deberá consultar información de tendencias y proyecciones de variables hidro-climáticas por efecto del cambio climático, usando como insumos, entre otros, las comunicaciones nacionales de cambio climático del IDEAM y los Planes Integrales de cambio climático territoriales, en caso de existir.

4.5 SELECCIÓN O DESARROLLO DEL CÓDIGO DEL MODELO

Antes de iniciar el proceso de modelación, se debe seleccionar el código del modelo más adecuado en función de los resultados buscados y el objetivo del estudio, principalmente estableciendo la naturaleza del problema de calidad de agua a modelar, así como el dominio espacial y temporal del mismo. Por ejemplo, si el consumo de oxígeno disuelto en el cuerpo de agua es causado por fuentes de DBO y no se detecta influencia del consumo por presencia de algas o especies hidrobiológicas en el área o tramo de estudio, un modelo que tenga en cuenta la relación OD/DBO es suficiente, sin necesidad de involucrar procesos de eutrofización; por el contrario, si el consumo de oxígeno se ve influenciado por la descomposición de la biomasa de algas y la alta carga de nutrientes, es necesario incorporar en los procesos a modelar las dinámicas de dichas variables.

Antes de emprender cualquier actividad relacionada con la selección del modelo es necesario que el modelador tenga en cuenta cuáles son los procesos que se deben representar y cuáles herramientas de modelación están en la capacidad de representar dichos procesos.

El éxito de la modelación depende en gran medida del análisis riguroso de la complejidad de los problemas de calidad de agua a simular y de la selección de la aproximación de modelación más eficiente, por lo que el precisar adecuadamente el modelo a utilizar es un factor clave. En ciertos casos, es posible seleccionar un modelo simple, que permita modelar los procesos de calidad de forma parsimoniosa (Young et al., 1996), resultado que es ideal siempre y cuando los resultados del modelo demuestren la bondad de dicha aproximación. Sin embargo, para ciertos casos particulares, la selección de un modelo simple puede resultar en predicciones imprecisas o no representativas bajo diferentes escenarios, como puede ser la evaluación de proyecciones de carga en diferentes etapas del proceso de ordenamiento del recurso; en este caso, un modelo simplificado deja de ser una herramienta fiable y útil en el proceso de administración y planificación del recurso hídrico y se incurre en una situación de recursos desperdiciados por no considerar la selección de modelos más complejos que permitan responder a situaciones diversas.

La complejidad del modelo es un factor clave en los estudios de modelación. Mientras más complejo es un modelo, se requiere un mayor grado de esfuerzo para su implementación, calibración y validación. Es importante señalar que, por cada variable de calidad adicional incluida en la modelación, se hace necesario un grado adicional de esfuerzo en el proceso de calibración y validación que implica una adquisición y análisis de datos adicionales; si no se cuenta con dichos datos, los resultados obtenidos para dicho componente son cuestionables. Por lo anterior, es importante tener en cuenta que la selección del código del modelo debe ser concordante con la información disponible y los objetivos de la modelación.

Los modelos de calidad de agua se pueden categorizar en dos tipos, los primeros son los modelos de cuenca que pueden utilizarse para estimar cargas contaminantes puntuales y difusas, estos se enfocan en modelar los procesos hidrológicos y los balances hídricos en la cuenca, determinar las características fisiográficas incluyendo coberturas y usos del suelo, topografía, usos del agua y

descargas de aguas residuales domésticas y no domésticas. La segunda categoría, son los modelos enfocados en determinar el impacto de cargas contaminantes en los cuerpos de agua receptores, los cuales se enfocan principalmente en simular las características hidrodinámicas del cuerpo de agua, la morfología de la corriente, parámetros de reaeración, dispersión, transporte y destino de las sustancias contaminantes. El uso de los primeros es demandante técnica y económicamente, debido a la cantidad de información necesaria de la cuenca y sus dinámicas sumadas a las del cuerpo de agua y la cuantificación de cargas contaminantes (puntuales y difusas) para su ejecución.

Los modelos que tienen por objeto determinar o evaluar el impacto de las cargas contaminantes en el cuerpo de agua receptor se simplifican respecto a los modelos de cuenca ya que solo consideran dicho proceso; sin embargo, dependiendo de las características del recurso y la cuenca a simular, se debe evaluar la conveniencia de utilizar modelos integrales de cuenca con aplicaciones de calidad de agua (por ejemplo, en casos donde un factor importante son las cargas difusas generadas por erosión y fenómenos lluvia escorrentía asociadas al uso del suelo).

En el caso de cuerpos de agua lóticos, la mayoría de corrientes pueden representarse usando un modelo unidimensional en estado estable; sin embargo, si se presentan gradientes de calidad de agua laterales y verticales, como en los cuerpos de agua lénticos, se requerirá una configuración bidimensional o el uso de modelos que representen las zonas muertas o transientes.

Es fundamental realizar un análisis preliminar de las interacciones de calidad del agua, los principales procesos que gobiernan la calidad, las variables a modelar, los usos del recurso, las características de la corriente, entre otros aspectos, los cuales son necesarios para asegurar que la combinación entre los procesos a modelar responda al objetivo y alcances del estudio de modelación. Por ejemplo, la fotosíntesis y la respiración son un componente mínimo del balance de oxígeno disuelto en las corrientes, los cuales podrían en ciertos casos omitirse. También es fundamental aproximarse a los cambios de cargas contaminantes en el tiempo, así como cambios en los usos del suelo y las dinámicas en la cuenca y las posibles fuentes de cargas contaminantes, los cuales serán parte del objeto de la modelación. La selección de la aproximación más adecuada se debe apoyar en los procesos e impactos que afectan de manera más significativa al sistema (Rauch et al., 1998).

En el proceso de selección del código del modelo, se debe definir la conveniencia de utilizar un modelo existente o modificarlo, o construir un modelo propio para el cuerpo de agua en estudio. Sea cualquiera de las opciones escogidas, se deben realizar corridas preliminares con el propósito de: a) asegurarse de que el software corre o funciona adecuadamente en el hardware disponible (verificación del software), b) verificar la existencia de soluciones analíticas que permitan chequear los resultados, c) realizar análisis de sensibilidad para determinar los procesos, parámetros o variables que pueden estar gobernando el comportamiento de la calidad del agua, y d) verificar la estabilidad del modelo y el tiempo de cómputo.

A partir de los análisis realizados, se debe obtener una estructura suficientemente parsimoniosa, que involucre únicamente las variables y los componentes necesarios para describir los procesos e impactos significativos sobre el sistema, sin involucrar una complejidad excesiva.

La cantidad y calidad de los datos necesarios para implementar el modelo está condicionada por la aproximación de modelación seleccionada, y por los procesos dominantes definidos. Mientras más detallado sea el modelo, es necesaria más información para su implementación (Schütze y Alex, 2004). Por lo tanto, en este punto se deben determinar los datos necesarios para la implementación del modelo, teniendo en cuenta las diferentes escalas temporales de los datos disponibles.

Debido a la cantidad y diversidad de procesos de calidad de agua que gobiernan los cuerpos de agua, existen gran cantidad de modelos o paquetes de modelos los cuales simulan de manera individual o conjunta los diversos procesos de calidad de agua sujetos a ser simulados, como es el caso de modelos que simulan procesos particulares como el balance de oxígeno disuelto, el destino y transporte de sustancias contaminantes, el transporte de sedimentos, la eutrofización, la zona de mezcla, entre otros. También, existen ciertos modelos de calidad de agua que funcionan como un paquete acoplado que permite simular diversos procesos de manera conjunta y bajo escalas espaciotemporales variables, aunque dichos modelos brindan ventajas respecto a su integralidad son demandantes técnicamente y sus requerimientos de información de entrada en algunos casos es mayor que los modelos específicos. Algunos modelos han sido desarrollados para casos particulares y otros son simplificaciones de modelos complejos, el modelo a utilizar debe ser apropiado o adecuado a la situación e información disponible y es importante tener en cuenta las habilidades requeridas para su uso.

La calidad del agua en sistemas acuáticos que presenten problemáticas de calidad comunes normalmente puede ser evaluada con modelos sencillos, mientras cuerpos de agua altamente intervenidos o sistemas hídricos complejos, pueden requerir del uso de modelos más complejos, los cuales implican mayores requisitos en términos de información y esfuerzo técnico y computacional. En todo caso, la experiencia del modelador es fundamental para seleccionar una herramienta de modelación que equilibre los requisitos de complejidad y la aplicabilidad del modelo. Las siguientes preguntas pueden servir como guía a la hora de seleccionar una herramienta de modelación particular:

- ¿Es necesario simular el sistema en condiciones de estado permanente o no permanente?
- ¿De acuerdo con el tipo de procesos por simular y el cuerpo de agua qué datos o procesos hidrodinámicos son necesarios?
- ¿Qué tipo de modelo o qué grado de complejidad del modelo es necesario para simular la problemática de calidad del agua?
- ¿Qué resolución espacial y temporal se requiere en la modelación para cumplir con los objetivos de la modelación?

4.5.1 Criterios de selección

Una vez se definen las características del modelo requerido para un sistema en particular, se debe proceder a seleccionar o construir una herramienta de modelación que cumpla con dichos requerimientos. Para esto se tienen dos opciones: 1) utilizar un programa existente, o 2) desarrollar un modelo propio. El desarrollo de un modelo propio se recomienda en casos en los que los modelos existentes no sean capaces de simular los procesos de calidad de agua en estudio. Esto sucede en cuerpos de agua con problemáticas de calidad importantes en términos de cantidad de variables o elementos del sistema en los cuales los paquetes existentes no son adecuados principalmente cuando se trata de simular el régimen hidrodinámico del sistema acuático.

Existen modelos ampliamente documentados y utilizados en diversos estudios que han dado resultados satisfactorios y gozan de una alta credibilidad entre las autoridades ambientales, académicas y de los tomadores de decisiones. Adicionalmente, la mayoría de los modelos existentes permiten modificar el código fuente de tal manera que son susceptibles de adaptarse a las condiciones que se presenten. La Figura 8 presenta un resumen de los principales criterios a tener en cuenta durante la selección del código del modelo, incluyendo las fases del protocolo de modelación que arrojan información para la definición de cada criterio.

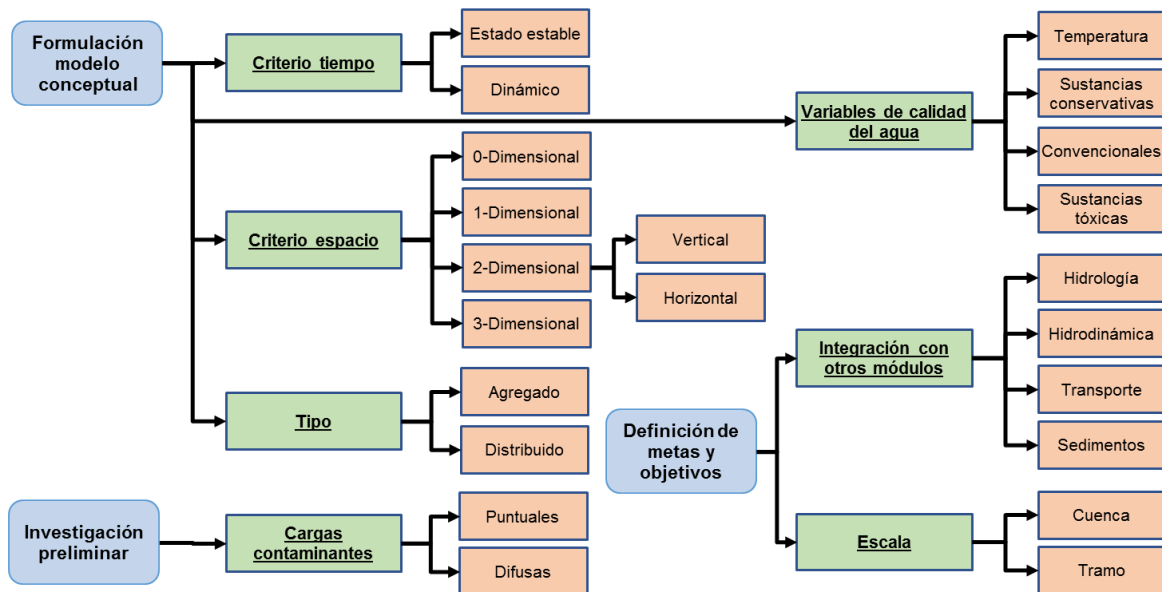


Figura 8. Criterios de selección de modelos de calidad del agua.

4.5.2 Características del modelo

Antes de seleccionar un modelo es necesario revisar:

- Las variables y los procesos que simula el programa.
- Las unidades en las cuales están expresadas las variables de estado. Por ejemplo, los modelos actuales simulan coliformes en UFC/ 100 mL y no en NMP/ 100 mL.
- Las escalas de tiempo y espacio que usa.
- Las técnicas de solución de las ecuaciones diferenciales.

4.5.3 Restricciones y limitaciones del modelo

Cada modelo tiene sus propias restricciones y limitaciones que deben ser tenidas en cuenta para determinar si este es aplicable al cuerpo de agua que se está estudiando. Entre las restricciones pueden estar la capacidad del modelo para simular en diferentes dimensiones, la escala temporal (estado estable o dinámico), las condiciones atmosféricas, entre otros. Por lo cual es importante antes de seleccionar el modelo identificar las formulaciones matemáticas utilizadas para simular los procesos de calidad, el tipo y variables resultado que brinda el modelo, las escalas espaciotemporales y los requerimientos de información.

4.5.4 Aplicaciones previas

En caso de seleccionar una herramienta de modelación existente, es necesario documentarse sobre los casos y estudios en los cuales se haya aplicado el modelo y los resultados obtenidos. Es recomendable seleccionar un modelo reconocido en el medio, debido a que cuando los resultados son obtenidos a través de estos adquieren mayor validez y credibilidad. Además, su aplicabilidad como herramienta de decisión será un proceso menos complicado y fácilmente verificable por los

diferentes actores relacionados con la gestión del recurso. También, es posible que en ciertos casos los resultados sean debatidos y en dicho momento un modelo que sea conocido en la comunidad científica y el mercado, además de haber sido utilizado exitosamente en diferentes lugares tendrá una ventaja significativa.

4.5.5 Flexibilidad

Cada modelo tiene sus propias ventajas y desventajas que limitan su aplicación a un rango específico de condiciones particulares y, por lo tanto, que es necesario revisar en el momento de realizar la selección. Por ejemplo, una de las mayores ventajas del modelo WASP es su flexibilidad: el programa tiene seis niveles de complejidad entre los cuales el usuario define el que se acomode mejor al estudio que esté realizando. La revisión de las ventajas y desventajas permite hacer comparaciones entre los diferentes modelos.

4.5.6 Costos asociados al uso del modelo

Aunque este aspecto ha disminuido su importancia últimamente debido a que el hardware requerido para el uso de los modelos es cada vez más asequible y las técnicas de informática han alcanzado un nivel de desarrollo muy alto, es necesario distinguir entre un software o paquete de distribución gratuita o libre y los programas comerciales. La ventaja principal de los paquetes comerciales es que generalmente son más amigables y tienen amplio soporte técnico; en todo caso, normalmente los resultados que se obtienen con los dos son muy similares. Si se decide construir un modelo específico para el caso de estudio particular, en este paso se deben considerar los costos asociados al desarrollo del mismo (incluyendo los costos correspondientes a programación, pruebas de escritorio, documentación, entre otros aspectos).

4.5.7 Documentación

Para el caso de modelos comerciales existentes, es recomendable seleccionar un software o modelo que disponga de suficientes manuales para su documentación. Entre los manuales están el técnico, el del usuario y los tutoriales. Igualmente es recomendable que el modelo tenga una base o red de usuarios amplia que eventualmente servirá de soporte. En caso de construir un modelo específico para el caso de estudio, el proceso de desarrollo debe incluir la elaboración de manuales de usuario y la documentación técnica respectiva, con el fin de garantizar su aplicabilidad.

4.5.8 Actualización

El software que cuenta con soporte y se actualiza constantemente tiene ventajas sobre los que no lo tienen. Por ejemplo, el modelo QUAL2 tiene más de 30 años de continua actualización; ha migrado desde estar codificado en lenguaje Fortran hasta actualmente estar desarrollado en formato VBA y el software DELFT 3D desarrollado por el instituto Deltares, es continuamente actualizado y brinda gran cantidad de recursos de ayuda para su uso y desarrollo. Para modelos construidos con fines específicos, es importante planear la estrategia requerida para su revisión y actualización periódica, con el fin de incorporar tanto cambios en las condiciones del sistema natural, como avances en las herramientas computacionales disponibles.

4.5.9 Protocolo propuesto para la selección del código del modelo

Para la selección del modelo se propone aplicar un método simple que consiste en calificar en una escala cualitativa o cuantitativa los criterios expuestos a continuación:

1. **Características del modelo:** En este grupo se deben considerar aspectos definidos anteriormente tales como:
 - a. **Procesos y parámetros de calidad del agua:** se evalúa el hecho de que el modelo simule los procesos y parámetros seleccionados para ser modelados.
 - b. **Escala espacial:** se evalúa la capacidad o robustez que tiene el modelo para representar las dimensiones x, y, z. Ejemplo: modelos de 0, 1, 2 o 3 dimensiones. La Tabla 4 presenta algunas recomendaciones para la definición de la escala temporal más adecuada para modelos de calidad del agua. Por su parte, la Figura 9 presenta un esquema de la aplicabilidad de modelos de diferentes escalas espaciales, para diferentes aplicaciones particulares.
 - c. **Escala temporal:** se evalúa el modelo en su capacidad de representar el cambio de caudal en el tiempo. Ejemplo: modelos en estado dinámico o estable.
2. **Requerimientos en datos de entrada:** Está relacionado directamente con la complejidad del modelo. A mayor complejidad del modelo, se requerirá mayor volumen de datos y mayor capacidad técnica del personal.
 - a. **Personal:** modelos complejos requieren personal altamente calificado
 - b. **Datos de entrada:** se evalúa el requerimiento de información adicional a la existente necesaria para ejecutar un modelo de simulación. Ejemplo: Un modelo dinámico, a diferencia de un modelo estable, requiere series de tiempo de caudales.
3. **Aplicaciones previas en el ámbito local:** se considera un parámetro de evaluación toda vez que entre más experiencias y aplicaciones en el entorno local se dispondrá de una mejor fuente de información.
4. **Flexibilidad:** la cual se entiende como la capacidad de modelar los procesos y la facilidad de modificar el código fuente para ajustarlo a aplicaciones específicas.
5. **Documentación:** la disponibilidad de información como manuales y/o tutoriales y el hecho de que se encuentren en idioma español se considera una ventaja.
6. **Actualización:** modelos que tienen soporte y son continuamente actualizados se consideran adecuados toda vez que esto implica una revisión constante del estado del arte y su inclusión en el modelo.

Para la aplicación de estos criterios se propone elaborar una escala de valoración o ponderación con los modelos disponibles, lo cual servirá como herramienta de decisión y soporte al momento de la selección y aplicación del modelo.

Tabla 4. Comparación entre diferentes escalas espaciales de modelación.

Tipo de Modelo	Descripción	Ventajas	Desventajas	Consideraciones
0 – Dimensión	Supone mezcla completa; los balances de masa se desarrollan por etapas.	Generalmente son desarrollados por los usuarios para cada caso. Las ecuaciones de transporte y masa tienen solución analítica y normalmente son rápidas de ejecutar.	No permite estratificación; es aplicable a sistemas totalmente mezclados.	(-) Facilidad de uso (+) (+) Demanda computacional (-) (+) Habilidad para simular interacciones complejas (-)
1 – Dimensión	Solamente se contempla la calidad del agua en el sentido del flujo	Permiten representaciones básicas de la hidrodinámica (en ambientes lénticos puede estudiarse la estratificación) y son relativamente rápidos de ejecutar.	No permite estratificación horizontal. En lagos es aplicable a aquellos con pequeña área superficial en relación con la profundidad.	
2 – Dimensiones	Permite modelación de calidad del agua en sentido del flujo y variaciones con la profundidad o laterales.	Son modelos disponibles con una representación detallada del cuerpo de agua en cuanto a hidrodinámica y calidad del agua.	En ambientes lénticos requiere suponer promedios laterales o de profundidad según se trabaje con cuerpos de agua estrechos y largos o pocos profundos.	
3 – Dimensiones	Incluyen diferenciación lateral (y), longitudinal (x) y de profundidad (z) y pueden representar cualquier geometría.	Modelos disponibles con representaciones detalladas de los procesos hidrodinámicos y de calidad; son compatibles con modelos geoquímicos.	Su utilización tiene altos requerimientos científicos y computacionales para desarrollar y operar.	

Fuente: Elaboración propia.

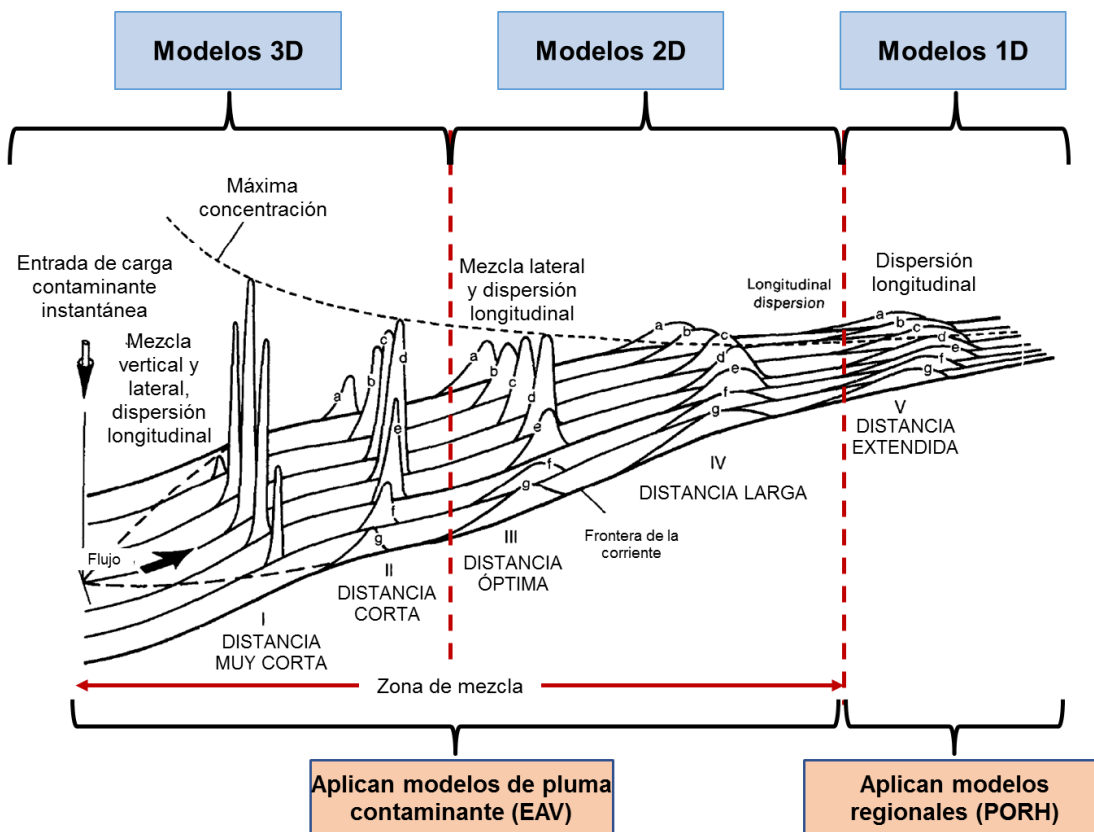


Figura 9. Escalas espaciales y su aplicación en la modelación de la calidad del agua.
Fuente: Adaptado de Kilpatrick (1993).

4.5.10 Modelos comerciales disponibles

Es importante anotar que no existe una regla generalizada que pueda utilizarse para seleccionar un modelo de calidad del agua, y que dicha selección depende de los objetivos y particularidades de cada ejercicio. Debido a la diversidad y cantidad de modelos de simulación de calidad del agua disponible, en la Tabla 5 se listan algunos modelos de uso común en el medio colombiano, los cuales han sido ampliamente utilizados mundialmente en diversos estudios de calidad del agua.

Tabla 5. Características de algunos modelos comerciales de uso común disponibles.

Característica	Descripción	Modelo de calidad del agua											
		Streeter & Phelps	QUAL2K *	QUAL2Kw *	QUAL2Kw *	EpdRiv1***	WASP***	CEQUALW2	PC-Quasar	Otis **	HSPF	DELFT 3D	HEC-RAS
Tipo de cuerpo de agua	Corriente	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Lago, embalse						x	x			x	x	
	Estuario						x	x			x	x	

Característica	Descripción	Modelo de calidad del agua											
		Streeter & Phelps	QUAL2K *	QUAL2Kw *	QUAL2Kw *	EpdRiv1***	WASP***	CEQUALW2	PC-Quasar	Otis **	HSPF	DELFT 3D	HEC-RAS
Dimensión	0						x	x					
	1D	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x
	2DH (x, y)						x				x	x	
	2DV (x, z)						x	x				x	
	3D						x					x	
Estado	Estable	x			x		x	x	x	x		x	x
	Cuasi-dinámico		x	x			x	x			x	x	x
	Dinámico			x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Hidrodinámica	Entrada				x		x	x			x	x	x
	Simulación				x	x	x	x				x	x
Transporte	Advectivo	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
	Dispersión		x	x	x	x	x	x		x		x	x
	Intercambio sedimentos		x	x	x		x	x		x	x	x	
Calidad del agua	Oxígeno disuelto	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	DBO ₅	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
	SST		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Ciclo del nitrógeno		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Ciclo del fósforo		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
	Coliformes		x	x	x	x	x	x	x		x	x	
	Fitoplancton		x	x	x	x	x	x				x	x
	pH		x	x	x	x	x	x	x	x		x	
	Temperatura		x	x	x	x	x	x	x			x	x
	Metales pesados						x		x	x	x	x	
Cargas contaminantes	Constantes	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
	Variables				x	x	x	x	x	x	x	x	
	Simuladas***						x				x		
Sustancias adicionales			x	x	x	x		x	x	x		x	
Auto-calibración				x	x					x			
Desarrollador o entidad de soporte			1	2	2	1	1	3	4	5	1	6	7

* Simulan DBO última; los valores de DBO₅ deben convertirse a DBO última

** Simula almacenamiento transitorio

*** Recibe los resultados de cargas contaminantes difusas calculadas por un modelo externo

1. Agencia de protección ambiental (US EPA por sus siglas en inglés): entidad encargada de su divulgación
2. Greg Pelletier <https://fortress.wa.gov/ecy/publications/summarypages/0503044.html>
3. Portland State University
4. Institute of Hydrology UK
5. U.S. Geological Survey
6. Deltares Systems Netherlands
7. US Army Corps of Engineers - Institute for Water Resources Hydrologic Engineering Center

Es importante anotar que en el medio existen otros modelos de simulación de la calidad del agua aplicable a cuerpos de aguas superficiales, la lista anterior se formuló como herramienta para orientar a los usuarios, teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- La mayoría de los modelos incluidos son de distribución gratuita o dominio público.
- Son avalados por diferentes entidades o instituciones relacionadas como pueden ser autoridades ambientales, institutos de investigación, asociaciones o comunidades académicas o científicas.
- La mayoría de dichos modelos cuentan con códigos de programación abiertos y modificables por el usuario.
- Se han utilizado para diferentes fines y cuentan con casos exitosos documentados.
- La mayoría han sido aplicados en varios casos en el país, por lo tanto, se cuenta con experiencias locales. Por ejemplo, los modelos QUAL2K y QUAL2Kw, que incorporan las ecuaciones de *Streeter & Phelps*, han sido aplicados en diversas aplicaciones de modelación (ver, por ejemplo, Minambiente y CORMACARENA, 2014; Minambiente y Corpocesar, 2014; entre otros), el OTIS en el programa de saneamiento del río Bogotá, el QUASAR en diversas corrientes de Cundinamarca y subcuencas del río Bogotá (EAAB y UNAL, 2010).

Cabe anotar que la Tabla 5 presenta, a manera de referencia, algunos de los modelos comerciales de uso más extendido. Sin embargo, existen gran cantidad de herramientas adicionales a las presentadas en dicha tabla, por lo que es posible seleccionar herramientas diferentes a las presentadas, e incluso puede ser necesario el desarrollo de una herramienta específica para una aplicación particular. En todo caso, la selección del modelo más apropiado debe ser justificada y documentada por el modelador, de acuerdo con las particularidades del sistema.

Al finalizar este paso se debe haber reducido al máximo la complejidad del modelo, logrando un equilibrio entre los objetivos del estudio, la aproximación de modelación seleccionada, y los datos disponibles. Como resultado de esta actividad, se deberá documentar la selección del modelo a usar, incluyendo una justificación de dicha selección y una descripción general de la estructura del modelo seleccionado (procesos modelados, ecuaciones matemáticas, variables de estado, parámetros del modelo, condiciones de frontera, condiciones iniciales, método de solución numérica o analítica, plataforma de solución, ventajas, limitaciones y suposiciones).

4.6 PLANEACIÓN Y EJECUCIÓN DEL PROGRAMA DE MONITOREO

Una vez definido el modelo conceptual y seleccionado o desarrollado el código del modelo, se debe programar y ejecutar el levantamiento de la información requerida para la calibración y validación del mismo. Entre los requerimientos fundamentales en un estudio de modelación de destacan:

- Una caracterización física e hidrodinámica del cuerpo de agua a modelar.
- Un análisis cuantitativo y cualitativo de las cargas contaminantes.
- Información de la calidad del agua del cuerpo receptor que obedezca a los procesos de calidad a simular con el fin de identificar variables críticas y su distribución espaciotemporal en el cuerpo de agua, sumado a la información base para calibrar el modelo.
- Datos suficientes que permitan estimar de manera preliminar los parámetros del modelo.

En una etapa posterior al análisis de la información existente del cuerpo de agua, es necesario efectuar una etapa de trabajo de campo, con el fin de levantar la información requerida para la calibración y validación del modelo.

Un estudio de campo o monitoreo debe incluir como mínimo dos componentes básicos:

Como primer componente la caracterización o medición de parámetros físicos e hidrodinámicos del cuerpo de agua como la geometría, la velocidad de flujo, los caudales y el tiempo de viaje, para lo cual se deberá adelantar un estudio hidrológico e hidráulico. En este estudio se recolecta la información necesaria que conduzca a la determinación de información relacionada con:

- Caudales.
- Parámetros hidráulicos.
- Tiempos de viaje.
- Parámetros climatológicos.
- Coeficientes de dispersión/difusión.
- Cambios morfológicos en el cuerpo de agua que modifiquen el régimen hidrodinámico y los procesos de calidad de agua en la corriente.

Como segundo componente se debe recolectar la información referente a la calidad del agua del cuerpo de agua receptor y de las fuentes de carga contaminante (en términos físicos, químicos y biológicos y microbiológicos). Entre estos se pueden citar a manera de ejemplo:

- Monitoreo de parámetros sujetos a modelarse en diferentes escalas espaciotemporales.
- Estudios de oxígeno disuelto a escala diaria
- Determinación de la demanda de oxígeno de los sedimentos (SOD, por sus siglas en inglés) en campo
- Ensayos de DBO a escalas de tiempo largas del cuerpo de agua y las principales fuentes de carga contaminante.

El diseño final y la ejecución del plan de monitoreo debe realizarse con base en las variables y procesos definidos durante la formulación del modelo conceptual, complementados con los requerimientos identificados como resultado del modelo seleccionado. El diseño final del plan de monitoreo debe incluir el número de campañas a efectuar, la micro-localización de los puntos o estaciones de muestreo, los parámetros fisicoquímicos y biológicos a medir, la programación y gestión de las muestras a efectuar, la logística necesaria y los laboratorios a emplear, entre otros aspectos.

Para la toma de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos e hidrobiológicos se debe considerar lo siguiente, dependiendo del tipo de cuerpo de agua:

4.6.1 Cuerpos de agua lóticos

Se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- La toma de muestras se debe realizar siguiendo la misma masa de agua desde aguas arriba hacia aguas abajo, incluyendo los afluentes y vertimientos en el orden que confluyen en la corriente principal, para lo cual se deberá generar previamente un programa de monitoreo y tiempos de viaje.
- Las muestras tomadas para los parámetros fisicoquímicos sobre los cuerpos de agua deben ser integradas en la sección transversal y en la profundidad, en los parámetros a los que haya lugar.
- Las muestras de los parámetros microbiológicos se deberán tomar de forma puntual, en lo posible, en el centro del cauce o en la vertical asociada con el punto más profundo en la sección transversal.

- Para cada sitio de monitoreo se deberá construir la sección topo-batimétrica que cubra todo el cauce principal, extendida para incluir el área mojada en condiciones de caudales altos. Los niveles y caudales medidos en los aforos líquidos deberán relacionarse con dichas secciones.
- Para cada aforo se deberá presentar la sección mojada y hacer entrega del formato de medición de caudal, reportando allí las velocidades, el ancho superficial, el área mojada, el perímetro mojado, la velocidad media, la profundidad media, la velocidad máxima y el caudal. Se deberán presentar los protocolos de monitoreo, toma, preservación, transporte y análisis de muestras, con su respectivo registro fotográfico.

Para la conformación del programa de tiempos de viaje para la toma de muestras siguiendo la misma masa de agua, se deben tener en cuenta uno o varios de los siguientes aspectos:

- **Ensayos con trazadores**

Los ensayos con trazadores son de especial utilidad para estudiar la hidráulica de ríos de diversas características, incluyendo ríos de montaña, caracterizados por sus secciones transversales altamente no uniformes dado el tipo de material de fondo que conducen y las variaciones importantes de velocidad y profundidad del agua en su dimensión longitudinal debidas a la dinámica y geomorfología del cauce, en los que los aforos pueden ser de difícil ejecución y arrojar información con alta incertidumbre. En términos generales, estos ensayos permiten obtener información hidrodinámica promedio a nivel de tramo, independientemente del tipo de río.

Cuando se hace referencia al tramo en un ensayo con trazadores, se entiende como aquel sector homogéneo del río comprendido entre la primera y última estación de medición en donde se hacen las lecturas continuas de concentración del trazador en una ventana de tiempo determinada. A partir de los ensayos con trazadores se pueden obtener directamente los siguientes resultados:

- **Caudal**

El caudal Q se obtiene conociendo la cantidad de masa M del trazador inyectado. A continuación se presenta la ecuación para su cálculo, la cual es válida siempre y cuando la concentración c del trazador haya regresado a su valor base o de referencia.

$$Q = \frac{M}{\int_0^T c \, dt}$$

El denominador de la anterior ecuación corresponde al área bajo la curva de concentración del trazador, medida en un punto localizado aguas abajo del sitio de inyección, a la cual se le debe remover previamente la concentración base.

- **Estado de ganancia estable**

El estado de ganancia estable SSG es una medida de la cantidad de masa que está ganando o perdiendo el sistema analizado. Teniendo en cuenta que la sustancia usada como trazador debe ser conservativa, para propósitos de la calibración de modelos de transporte de solutos en tramos que no reciben el aporte significativo de vertimientos y afluentes, el estado de ganancia estable debe tener valores muy cercanos a 1.0, con errores no mayores al 5%. Se estima de la siguiente forma:

$$SSG = \frac{\int_{sale} c dt}{\int_{entra} c dt}$$

- Tiempo medio de viaje y tiempo de primer arribo

El tiempo medio de viaje, \bar{t} , entre dos puntos de medición se obtiene a partir de la diferencia entre los centroides de las curvas de concentración medidas en los puntos correspondientes. De manera similar, el tiempo de primer arribo, τ , se obtiene como la diferencia entre los tiempos de cada curva en los cuales se presenta por primera vez una variación, entre dos mediciones consecutivas de concentración, mayor o igual a un porcentaje fijo (1 al 10%) de la concentración pico.

- Fracción dispersiva

La fracción dispersiva, DF , es una medida de la influencia que tienen las zonas muertas en la corriente sobre la mezcla de un soluto en el cuerpo de agua, las cuales favorecen principalmente el mecanismo de transporte por dispersión. Esta característica tiende a presentar poca variación en su magnitud para un amplio rango de caudales. Cuando DF tiene un valor igual a 1, el transporte de solutos se ve dominado por dispersión o difusión pura; un valor de 0 corresponde a advección pura. La fracción dispersiva se calcula de la siguiente forma:

$$DF = 1 - \frac{\tau}{\bar{t}}$$

La anterior información, en conjunto con información sobre longitudes entre puntos de medición y anchos superficiales a lo largo del tramo analizado, permite estimar las siguientes variables:

- Velocidad media efectiva del tramo (correspondiente con el tiempo medio de viaje)
- Velocidad máxima efectiva del tramo (correspondiente con el tiempo de primer arribo)
- Profundidad media efectiva del tramo
- Longitud de mezcla característica del tramo

Las velocidades y la profundidad estimadas corresponden estrictamente al caudal medido. Siempre se recomienda medir las secciones transversales en el tramo estudiado con el fin de obtener una sección promedio efectiva del mismo, que servirá para estimar las características hidrodinámicas bajo diferentes condiciones de caudal, acoplando modelos de tránsito de crecientes y de transporte de solutos, o a partir de modelación hidráulica (flujo uniforme, gradualmente variado o no permanente) o hidrodinámica.

En el caso de que se realicen ensayos con trazadores, se deberá reportar la siguiente información para cada tramo monitoreado, a partir de la calibración de modelos de transporte de solutos y/o el análisis estadístico de los datos obtenidos en campo:

- Tiempo de primer arribo.
- Tiempo medio de viaje (en el caso de inyección instantánea).
- Tiempo al pico.
- Tiempo de pasaje.
- Coeficiente de dispersión longitudinal y área transversal efectiva del tramo.
- Coeficientes de dispersión longitudinal, transversal y/o vertical, cuando se realicen ensayos con trazadores de inyección continua.

- Fracción dispersiva.

- **Modelación hidráulica o hidrodinámica**

El propósito de la modelación hidráulica o hidrodinámica es generar curvas que relacionen la velocidad y profundidad medias (a nivel de tramo) con el caudal en el cuerpo de agua objeto de análisis. Dichas curvas servirán para que, una vez se conozca el caudal en el cuerpo de agua para una jornada de monitoreo específica, se conforme el respectivo programa de tiempos de viaje.

Para llevar a cabo dicha modelación, se requiere información topo-batimétrica del cauce (secciones transversales complementadas con modelos digitales de elevación para obtener pendientes longitudinales) y aforos de caudal. El modelo deberá ser calibrado a partir de las condiciones de nivel y caudal medidas en campo y deberá tener en cuenta la variación del n de Manning con la profundidad para extender las curvas a caudales altos.

La modelación es una opción que presenta buenos resultados para ríos aluviales y de montaña, siempre y cuando se aplique un riguroso proceso de parametrización que permita estimar los valores de los parámetros que gobiernan la hidráulica a nivel de tramo. En este sentido, investigaciones recientes ofrecen recomendaciones para la estimación de parámetros para la modelación hidráulica de ríos de alta pendiente (ver, por ejemplo, Comiti et al., 2007 y Yochum et al., 2014).

Con el fin de estimar la fracción dispersiva, y de esta forma estimar el tiempo de primer arribo, a partir de los aforos de caudal se debe estimar la velocidad puntual máxima u_{max} y la velocidad media de la sección transversal U , aplicando luego las siguientes ecuaciones (Lees et al, 2000):

$$DF = 1 - \frac{U}{u_{max}}$$

A partir de la velocidad media, U , es posible calcular el tiempo medio de viaje, \bar{t} , como:

$$\bar{t} = \frac{L}{U}$$

Siendo L la distancia entre los dos puntos que delimitan el tramo de estudio. El tiempo de primer arribo, τ , se estima de la siguiente forma:

$$\tau = (1 - DF) \bar{t}$$

A partir de los tiempos medios de viaje y de primer arribo estimados, ya sea mediante ensayos con trazadores o mediante modelación, es posible programar la toma de muestras siguiendo la masa de agua, tal como se describe a continuación. Si se considera que los caudales registrados el día de la toma de muestras no varían considerablemente con los medidos durante la realización de ensayos con trazadores, es posible asumir que los tiempos de viaje y de primer arribo se van a mantener constantes, y programar la toma de muestras de acuerdo con dichos tiempos. Lo anterior es válido especialmente cuando se realizan los ensayos de trazadores en épocas de caudales bajos, el mismo día o el día anterior a la toma de muestras.

En caso contrario, es decir, cuando los caudales observados en el cuerpo de agua varíen con respecto a los medidos durante los ensayos con trazadores, se debe seguir el siguiente procedimiento para la programación de la toma de muestras:

1. Hacer la medición de caudal a la salida del sector en donde se hará la toma de muestras.
2. Obtener la velocidad media y máxima de la sección transversal respectiva.
3. Estimar los tiempos medios de viaje y de primer arribo desde el primer sitio de medición hasta los subsiguientes (incluyendo, en el orden en el cual confluyen, los vertimientos puntuales y tributarios a monitorear). Para ello se deberá contar previamente con las distancias respectivas entre el primer punto y los demás. Para el caso de vertimientos y tributarios, se deberá proyectar la longitud hasta el sitio de confluencia respectivo.
4. El tiempo de toma de muestras para cada sitio deberá estar entre los siguientes tiempos para garantizar el seguimiento a la misma masa de agua (t_0 es el tiempo de la toma de muestras en el primer sitio de medición):
 - Tiempo mínimo para toma de muestras: $t_0 + \tau$ (bajo ningún motivo se deberá tomar la muestra antes de este tiempo);
 - Tiempo máximo para toma de muestras: $t_0 + \bar{t}$.

Es importante anotar que los tramos de ensayos con trazadores y de modelación hidráulica/hidrodinámica no necesariamente deben coincidir en extensión exactamente con los tramos en los que se realizarán monitoreos de variables fisicoquímicas y microbiológicas. Lo importante es que, para cada sector, se cuente con la caracterización de un tramo representativo, cuyos resultados podrán generalizarse para el sector con propiedades similares.

4.6.2 Cuerpos de agua lénticos

Se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Se deberá tomar una muestra integrada en la profundidad en la zona fótica y otra puntal representativa de la zona afótica o el hipolimnio, para su caracterización fisicoquímica, microbiológica e hidrobiológica (fitoplancton y zooplancton).
- Cuando existan captaciones de agua para consumo humano, se deberá tomar y analizar una muestra puntual a la altura de cada captación.
- Se deberán obtener los perfiles de temperatura, conductividad y de oxígeno disuelto en toda la profundidad con un equipo perfilador tipo CTD-O (Conductividad-Temperatura-Profundidad con sensor de oxígeno disuelto) o mediante un método alternativo, y a partir de dichos perfiles determinar la estratificación del cuerpo de agua (reportando, por ejemplo, el epilimnio, el mesolimnio, el hipolimnio y la termoclina).
- Se deberá estimar la profundidad de la zona fótica y reportar la profundidad de la toma de las muestras en la zona afótica.
- Se deben reportar los coeficientes de dispersión/difusión longitudinal, transversal y/o vertical.

Independientemente del tipo de cuerpo de agua, para cada sitio de monitoreo se deberá reportar lo siguiente:

- Estado del tiempo en el momento de la toma de muestras.
- Tipo de sedimento de fondo.
- Presencia de piscinas, rápidos, escalones, pozos, acumulación de sedimentos (barras de punta, islas, etc.) o similares.
- Malos olores, basuras, objetos flotantes u obstáculos.
- Estructuras hidráulicas y ocupaciones de cauce.

- Porcentaje aproximado de cobertura de vegetación acuática.
- Porcentaje aproximado de cobertura de sedimento fino de fondo.

Para cada alícuota tomada en campo, se deberá reportar la siguiente información atmosférica in situ. Esta información servirá como insumo para la simulación de la temperatura del agua durante la calibración del modelo de calidad del agua:

- Temperatura del aire.
- Humedad relativa.
- Temperatura del punto de rocío.
- Velocidad media del viento.
- Cobertura de nubes.
- Porcentaje de sombra sobre el cuerpo de agua.
- Radiación solar.

Para cuerpos lénticos se deberá levantar la batimetría correspondiente, obteniendo además las curvas nivel – volumen y nivel – área superficial.

Se sugiere que el monitoreo de la calidad del agua, cuando se trata de cuerpos de agua lénticos (incluyendo sus vertimientos, tributarios y efluentes directos) con propósitos de PORH, se realice por lo menos una vez al mes durante mínimo un año, con el fin de tener una aproximación inicial a la dinámica natural del cuerpo de agua. El análisis de los sedimentos se puede realizar con una frecuencia menor. Para el caso de modelos de cuerpos lénticos elaborados por usuarios en el marco de la Evaluación Ambiental del Vertimiento, el monitoreo puede extenderse por períodos de tiempo menores, de acuerdo con las condiciones que establezca la autoridad ambiental competente, teniendo en cuenta el tiempo de residencia estimado para cada caso en particular.

En este tipo de cuerpos de agua, la realización de ensayos con trazadores puede arrojar información útil, incluyendo posibles direcciones de flujo, extensión de la zona de mezcla y estimación de coeficientes de dispersión. La realización de este tipo de ensayos deberá ser definida por los especialistas en modelación, dependiendo de las particularidades de cada caso de estudio y los objetivos de la modelación.

4.6.3 Monitoreo de vertimientos

Para la caracterización detallada de los vertimientos, se debe tener en cuenta lo siguiente:

- La medición de caudales debe ser como mínimo de 8 horas para las descargas de los sistemas de alcantarillado.
- Se debe hacer la toma de muestras compuestas proporcionales al caudal, para un periodo de tiempo representativo de la actividad que lo produce.
- Los vertimientos se deben seleccionar de acuerdo con su nivel de impacto sobre el cuerpo de agua, o con deficiencias de información, entre otros.

Para cualquier tipo de cuerpo de agua, los resultados del programa de monitoreo deben ser analizados en detalle, incluyendo gráficos y perfiles que permitan analizar la variabilidad espaciotemporal de las variables monitoreadas, identificar cargas contaminantes y/o vertimientos no monitoreados, posibles conflictos uso-calidad, entre otros aspectos.

En todo caso, la toma de muestras y los análisis de las variables fisicoquímicos y microbiológicos deben estar acreditados por el IDEAM. Para aquellos parámetros que no se encuentren acreditados,

se deberán presentar los respectivos protocolos de toma, preservación, transporte y análisis de muestras.

4.7 SELECCIÓN DE CRITERIOS DE DESEMPEÑO

En este paso se deben definir los criterios para la calibración y validación del modelo, lo cual incluye la descripción de la función objetivo, las tasas, constantes y velocidades de transformación por calibrar y rangos y algoritmo(s) de calibración y validación.

La función objetivo es la medida de la bondad de ajuste de la calibración, entendida como la representación numérica del grado de ajuste entre la respuesta del modelo y los datos medidos. La Figura 10 presenta una clasificación general de las funciones objetivo más usadas en la modelación de la calidad del agua.

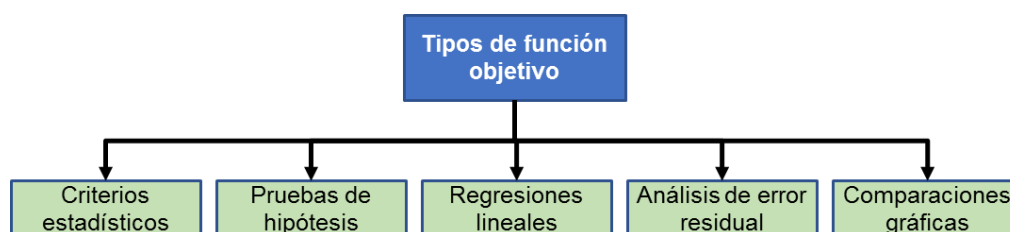


Figura 10. Tipos de función objetivo.

La Tabla 6 presenta algunas de las funciones objetivo de uso más extendido en la modelación de la calidad del agua, las cuales se describen a continuación, siguiendo a Hernández (2014).

Tabla 6. Funciones objetivo de uso extendido en la modelación de la calidad del agua.
Fuente: Adaptada de Madsen et al. (2007)

Función objetivo	Ecuación
Coefficiente de determinación	$R^2 = \frac{\left[\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}) \right] \left[\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}) \right]^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$
Coefficiente de eficiencia (Nash y Sutcliffe, 1970)	$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$
Índice de coincidencia (Willmott et al., 1985)	$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n \left(y_i - \bar{y} + y_i - y \right)^2}$

El coeficiente de determinación arroja resultados comprendidos entre 0 y 1, siendo los valores más grandes indicadores de un mejor ajuste. Dicho coeficiente mide el mejor ajuste lineal entre los valores observados y simulados, y por tanto presenta limitaciones en casos en los que valores altos del

coeficiente pueden obtenerse de modelos con errores grandes y para soluciones que no necesariamente representan adecuadamente el comportamiento del sistema (Hernández, 2014).

El coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe es ampliamente utilizado para evaluar el desempeño de modelos hidrológicos. Los valores de dicho coeficiente varían entre $-\infty$ y 1, siendo los valores más cercanos a 1 los que indican un mejor ajuste. El coeficiente de eficiencia mide la relación uno a uno entre los valores observados y simulados, y es sensible a valores extremos (Hernández, 2014).

El índice de concordancia varía entre 0 y 1, con valores más altos indicando mejores ajustes. Este índice también está basado en la suma de los cuadrados de los residuales, pero está normalizado de acuerdo con un error potencial. Al igual que los casos anteriores, es sensible a los valores extremos.

En todo caso, dependiendo de las particularidades de cada caso de estudio, se podrán seleccionar otras funciones objetivo (por ejemplo, el índice Skill (Willmott, 1981), el error medio absoluto, u otros de uso común en la literatura técnica relacionada), teniendo en cuenta la experiencia del modelador y los objetivos del estudio.

4.8 PROCESO DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO

La calibración es el proceso mediante el cual se ajustan los parámetros del modelo con el fin de hacer coincidir, tanto como sea posible, los resultados de la simulación con los datos medidos en campo (Gupta et al., 2005). En otras palabras, la calibración consiste en ajustar el modelo para que reproduzca adecuadamente el sistema que se está modelando en términos hidrodinámicos y de calidad de agua. Como se mencionó anteriormente, los parámetros de un modelo de calidad del agua son los coeficientes o tasas de reacción y transporte, los cuales se deben ajustar mediante métodos estadísticos o regresiones matemáticas.

La Figura 11 presenta un esquema general del procedimiento recomendado para la calibración y validación de modelos de calidad del agua. Como se observa en dicha figura, es necesario contar, como mínimo, con dos series de datos independientes, medidos sobre el cuerpo de agua, para cada una de las variables de calidad del agua a modelar.

En términos generales, el proceso de calibración se inicia con la asignación de unos valores iniciales a los parámetros a calibrar, los cuales se asumen con base en recomendaciones de la literatura técnica asociada (e.g., Bowie et al., 1985) y/o de estudios de modelación realizados en cuerpos de agua de características similares (e.g., Camacho et al., 2012; Rojas, 2011; entre otros). Posteriormente, se ejecuta el modelo seleccionado, usando como datos de entrada los resultados de una campaña de monitoreo realizada (usualmente, correspondiente a condiciones de caudales bajos en el cuerpo de agua) y los valores asumidos de los parámetros respectivos. Posteriormente, los resultados de la modelación son comparados con los datos de respuesta medidos, para la misma campaña de monitoreo. A continuación, se sigue un proceso iterativo en el que se ajusta el valor asumido de los parámetros buscando ajustar tanto como sea posible la respuesta del modelo con los datos medidos. La bondad de dicho ajuste se determina calculando la función objetivo definida (de acuerdo con los lineamientos descritos en la sección 4.7 del presente documento). Una vez se obtiene un ajuste aceptable, se considera que el modelo ha sido calibrado, y se procede a usar los valores parámetros que arrojaron un mejor ajuste en las siguientes etapas de la modelación.

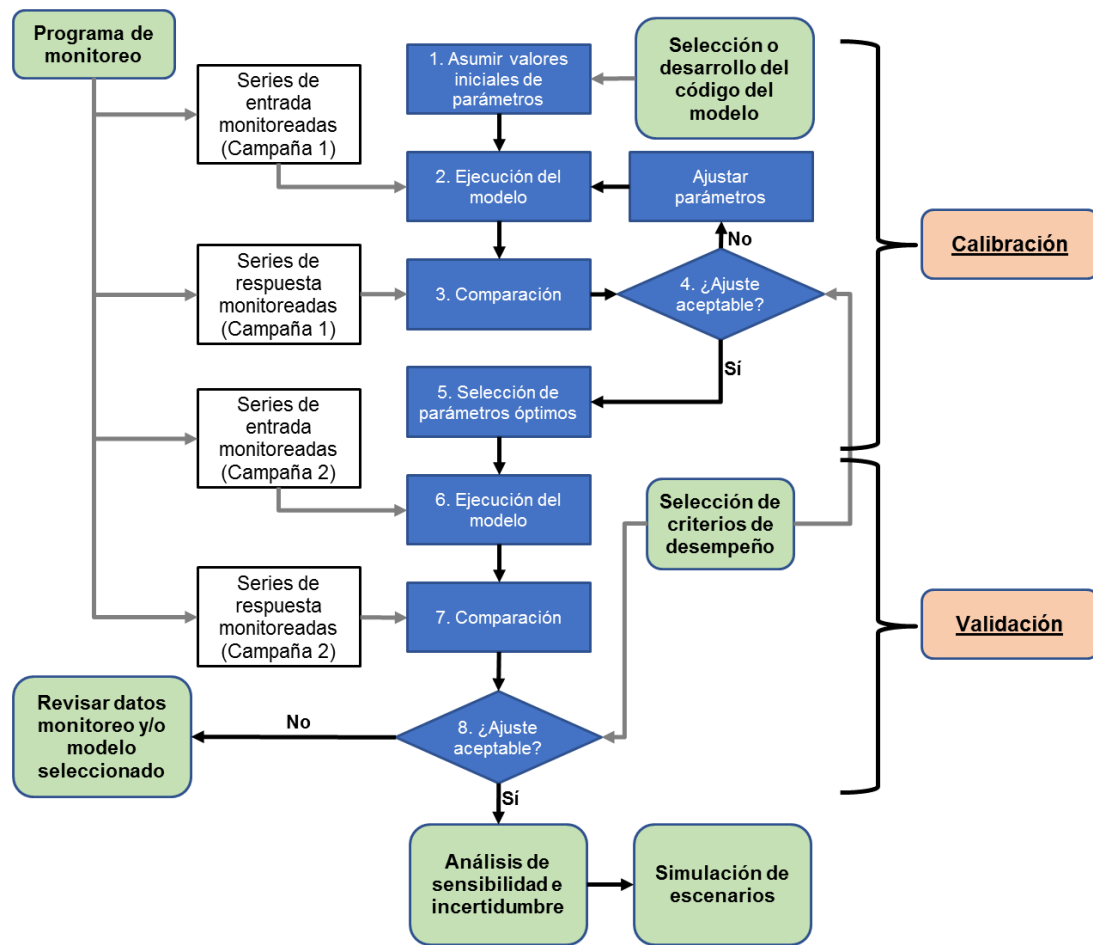


Figura 11. Esquematzación del proceso de calibración y validación del modelo.

Una vez determinados los valores óptimos de los parámetros del modelo, dichos valores son usados para realizar una nueva ejecución del modelo, usando como datos de entrada los resultados de una segunda campaña de monitoreo, la cual debería reflejar diferentes condiciones hidrológicas y de carga contaminante (ver sección 4.6). Los resultados de esta segunda ejecución del modelo son posteriormente comparados con los datos de respuesta medidos para la misma campaña de monitoreo, y la bondad del ajuste se estima calculando la función objetivo seleccionada. Si los resultados obtenidos de la modelación representan de forma aceptable los datos medidos en campo, se considera que el modelo se encuentra calibrado y validado, y por tanto es capaz de representar de forma adecuada los procesos que ocurren en el sistema estudiado. En caso contrario, es necesario ajustar los valores de los parámetros, o revisar la estructura del modelo, con el fin de identificar las fuentes de error.

Teniendo en cuenta la gran cantidad de parámetros involucrados, la calibración de los modelos constituye un proceso que requiere un gran esfuerzo computacional. En general, no es posible obtener buenos resultados de calibración empleando métodos manuales, por lo que se han desarrollado técnicas y algoritmos de calibración automática que permiten realizar gran cantidad de simulaciones en cortos tiempos, agilizando el procedimiento de selección de las tasas óptimas para

cada aplicación. La Figura 12 presenta algunas de las principales técnicas de calibración automática aplicadas para modelación de la calidad del agua. Una descripción detallada de cada una de las técnicas presentadas en la Figura 12 puede consultarse en Hernández (2014).

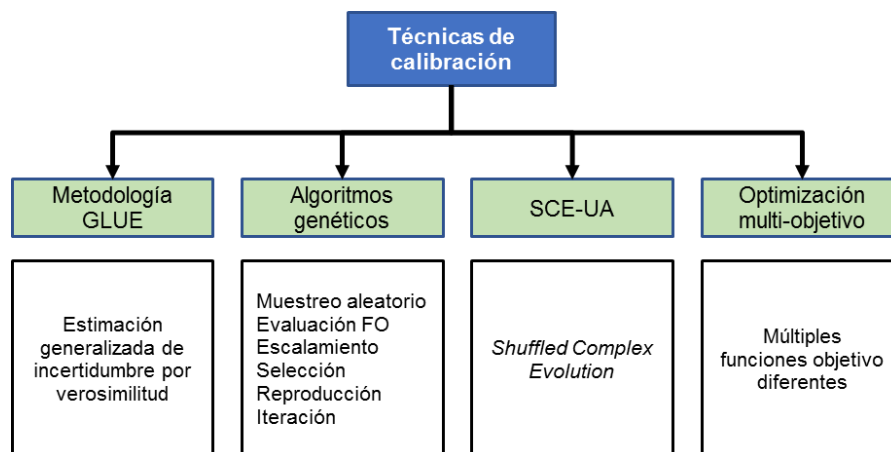


Figura 12. Técnicas de calibración de uso común para modelos de calidad del agua.

4.9 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD E INCERTIDUMBRE

Una vez calibrado y validado el modelo, es necesario realizar un análisis de la incertidumbre asociada al proceso de modelación, así como de la sensibilidad de los parámetros involucrados en el modelo. La incertidumbre se entiende como la certeza con la cual los resultados del modelo representan la realidad (McIntyre et al., 2002). De acuerdo con Hernández (2014), entre los orígenes de las diferencias entre los resultados de un modelo y los valores observados en la naturaleza se encuentran:

- Error en los parámetros del modelo.
- Error en la estructura del modelo.
- Errores numéricos (errores de truncamiento, redondeo y en el código numérico).
- Incertidumbre en las condiciones iniciales y de frontera.
- Errores asociados con la medición de las variables modeladas. Dichos errores en los datos se generan por:
 - Errores de muestreo, efectos de escala y no linealidades (i.e., los datos no representan los promedios espaciales y temporales requeridos).
 - Errores de medición.
 - Errores humanos.

Es importante aclarar que, en la mayoría de ejercicios de modelación, la cuantificación de la incertidumbre asociada a aspectos como errores en la estructura del modelo, el método numérico y las condiciones iniciales y de frontera, se encuentra por fuera del alcance del estudio. Por lo tanto, se recomienda, como mínimo, realizar un análisis de la incertidumbre paramétrica, incluyendo límites de confianza asociados con los resultados de los parámetros calibrados para el modelo (Camacho y Díaz-Granados, 2003).

Por su parte, el análisis de sensibilidad se refiere a la estimación de la influencia de los parámetros sobre la respuesta del modelo. Un parámetro con alta sensibilidad es aquel que tiene una alta influencia sobre los resultados del modelo. Usualmente, el análisis de sensibilidad incluye la estimación de la identificabilidad de los parámetros del modelo, entendida como la extensión del espacio paramétrico para la cual es posible identificar un valor óptimo del parámetro respectivo.

La importancia del análisis de identificabilidad y sensibilidad de los parámetros de un modelo radica en que permite identificar posibles problemas de equifinalidad, entendida como la posibilidad de encontrar resultados iguales con combinaciones diferentes de parámetros. Con lo anterior, es posible identificar posibles limitaciones e incertidumbres en los resultados de la modelación, lo cual arroja información a los tomadores de decisiones con respecto al nivel de certidumbre de los resultados de la modelación. Existen múltiples metodologías para el análisis de la sensibilidad e identificabilidad de modelos matemáticos, incluyendo la metodología GLUE (Beven y Binley, 1992), el Análisis de Sensibilidad Regional (RSA; Freer et al., 1996), entre otros.

4.10 FORMULACIÓN Y SIMULACIÓN DE ESCENARIOS

Una vez se cuente con un modelo de calidad del agua calibrado y validado, que represente adecuadamente las transformaciones y procesos que ocurren en el cuerpo de agua en estudio, dicho modelo puede ser usado para la simulación de escenarios que permitan apoyar la toma de decisiones en fases posteriores del proceso.

La formulación de los escenarios a simular debe responder a los objetivos del estudio, de forma que se pueda responder a las preguntas iniciales planteadas. Por lo tanto, se debe usar el modelo calibrado y validado (con los valores de los parámetros óptimos estimados) para realizar simulaciones con series de entrada modificadas de acuerdo con las condiciones que se pretende simular. De esta manera, por ejemplo, es posible simular el posible efecto de la reducción de la carga contaminante vertida a un cuerpo de agua, analizar impactos de vertimientos futuros, o estimar las variaciones en la capacidad de asimilación del cuerpo de agua ante diferentes eventos hidrológicos.

Un escenario crítico a ser simulado corresponde a la respuesta del modelo calibrado y validado bajo condiciones de caudal representativo de condiciones mínimas sobre el cuerpo receptor, considerando las eficiencias actuales de tratamiento de aguas residuales en los sistemas en operación y porcentaje de recolección de aguas residuales.

Dependiendo de los objetivos del estudio, otros escenarios de interés pueden considerar las diferentes herramientas de planificación y administración (PSMV, metas de carga contaminante, planes de reconversión a tecnologías limpias y demás herramientas relacionadas con la gestión integral del recurso hídrico) establecidas en el corto, en el mediano y en el largo plazo. De esta forma, se deben considerar las captaciones del recurso hídrico de acuerdo con los usuarios actuales y con las proyecciones de demanda, además de los permisos de vertimiento solicitados u otorgados por la Autoridad Ambiental competente. En este sentido, dependiendo de los objetivos se deben contemplar las proyecciones de infraestructura y actividades económicas a desarrollar en la cuenca, para lo cual se deberá considerar la información de los Planes de desarrollo, de los Planes de Ordenamiento Territorial, así como información adicional suministrada por las oficinas de Planeación o curadurías.

Adicionalmente, si la Autoridad Ambiental competente lo considera pertinente, para cuerpos lóticos se podrá considerar la simulación de escenarios correspondientes a condiciones de caudal y calidad en periodos de transición o de aguas altas en el cuerpo receptor y sus tributarios. Estos escenarios

pueden ser de interés, por ejemplo, en casos en los que la re-suspensión de sedimentos pueda afectar las condiciones de calidad del agua en dichas épocas.

Para la simulación de escenarios de largo plazo, cuando exista información disponible de los efectos del cambio climático en la respuesta hidrológica, el caudal de entrada para la simulación de escenarios deberá considerar tales proyecciones para las condiciones más críticas, para lo cual se deberá consultar información de tendencias y proyecciones de variables hidro-climáticas por efecto del cambio climático, usando como insumos, entre otros, las comunicaciones nacionales de cambio climático del IDEAM y los Planes Integrales de cambio climático territoriales, en caso de existir.

4.11 ANÁLISIS DE RESULTADOS

Esta etapa consiste en ejecutar el modelo de manera continua y evaluar sus resultados teniendo en cuenta las dinámicas en la cuenca a través del tiempo, las cuales modifican positiva o negativamente las condiciones del cuerpo de agua en estudio. Si se ejecutan obras o acciones en la cuenca tendientes a mejorar las condiciones del recurso, es fundamental ajustar, recalibrar y/o verificar el modelo con el fin de garantizar una mayor precisión en sus resultados y que este se convierta en una herramienta de evaluación continua sobre las acciones realizadas y las proyectadas, permitiendo a su vez ajustar los respectivos instrumentos de planificación y administración existentes.

Es importante mencionar que en la fase de análisis de resultados no deben modificarse los resultados de la calibración del modelo, con el fin de contar con resultados confiables y comparables a lo largo de las diferentes fases del proceso de modelación.

5 APLICACIONES DE MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Como se mencionó previamente, el Decreto 1076 de 2015 establece tres casos específicos en los que se debe aplicar la modelación de la calidad del agua: elaboración de PORHs, estimación de la zona de mezcla en vertimientos y Evaluación Ambiental del Vertimiento. La Figura 13 presenta las aplicaciones mencionadas y los respectivos artículos del Decreto en donde se describen las mismas.

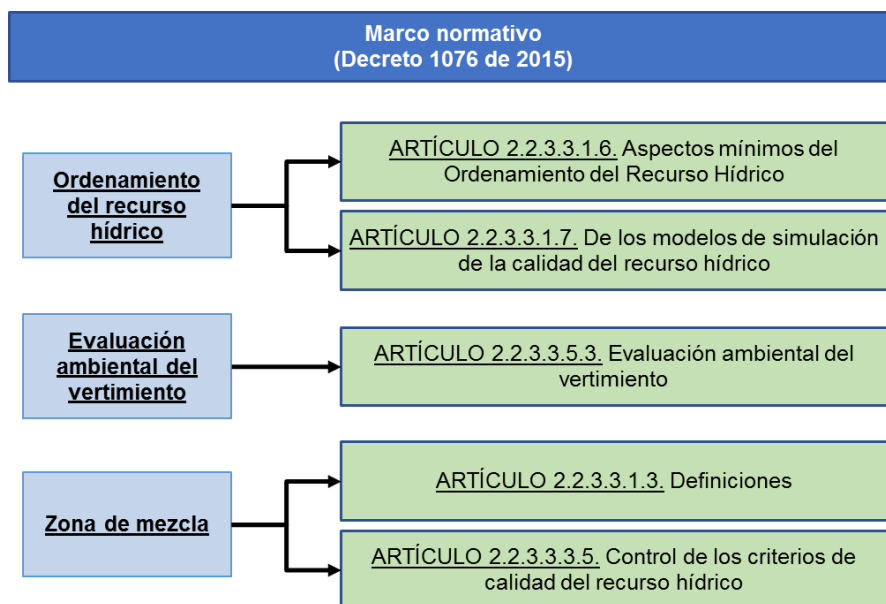


Figura 13. Aplicaciones de la modelación de la calidad del agua en el marco normativo ambiental colombiano.

La presente sección describe algunas consideraciones adicionales a tener en cuenta en la implementación de modelos de calidad del agua para cada una de las aplicaciones mencionadas.

5.1 PORH

El objetivo de la modelación de la calidad del agua en el marco del PORH consiste en establecer el comportamiento más probable del cuerpo de agua en términos de su capacidad de asimilación y de autodepuración bajo diferentes escenarios de caudal en el cuerpo receptor y de carga contaminante en los tributarios y vertimientos. Para esto, es necesario implementar un modelo de calidad del agua del cuerpo de agua objeto de ordenamiento, que permita determinar su capacidad de asimilación y simular escenarios que permitan orientar la toma de decisiones a futuro.

En el modelo de simulación de la calidad del agua se considerarán escenarios de carga contaminante (provenientes de los análisis tendenciales de aspectos demográficos, de usos del suelo, dinámica poblacional y sectorial, entre otros relevantes en la región) en el corto, mediano y en largo plazo.

Los lineamientos detallados para la elaboración de PORH, incluyendo los requerimientos de información, planteamiento de escenarios y análisis de resultados, se encuentran consignados en la respectiva guía (Minambiente, 2018). A continuación se plantean algunas recomendaciones adicionales a tener en cuenta durante la aplicación del protocolo de modelación propuesto para la implementación de un modelo de calidad del agua en el marco del PORH.

5.1.1 Modelo de calidad del agua a escala regional

Es importante resaltar que el modelo de calidad del agua requerido en el marco del PORH debe permitir orientar la toma de decisiones y la simulación de escenarios a escala regional. Por lo anterior, para la mayoría de las aplicaciones de PORH es recomendable la implementación de modelos unidimensionales de estado estable. Sin embargo, dependiendo del caso de estudio, puede ser necesario implementar modelos dinámicos, por ejemplo, para cuerpos de agua sujetos a cargas contaminantes altamente dinámicas en el tiempo (por ejemplo, en ríos que reciben descargas de aguas residuales domésticas provenientes de grandes ciudades), o modelos de dos o tres dimensiones, en el caso de cuerpos de agua lénticos con condiciones hidrodinámicas. En todo caso, la selección del tipo de modelo debe responder a un análisis detallado de las particularidades de cada cuerpo de agua, de acuerdo con lo descrito en la sección 4.5 del presente documento.

El modelo de calidad del agua a escala regional debe ser implementado de tal forma que sea posible simular perfiles de calidad de agua a lo largo de los cuerpos de agua de interés en el área de estudio. Para ello se recomienda seguir el procedimiento ilustrado en la Figura 14 y descrito a continuación.

Inicialmente deben definirse los tramos de corriente a lo largo de los cuales se evaluarán las posibles problemáticas o conflictos relacionados con la disponibilidad hídrica y la calidad del agua, teniendo en cuenta, como mínimo, los siguientes criterios:

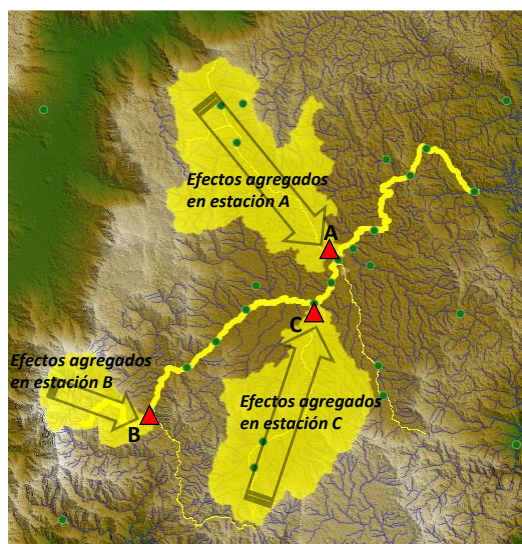
- Localización espacial de captaciones superficiales
- Localización espacial de vertimientos puntuales
- Localización espacial de obras de infraestructura hidroeléctrica
- Sitios de monitoreo

En la Figura 14-a, se presenta un ejemplo de la construcción de un modelo regional de calidad del agua, en donde se observa la mayor disposición de estaciones de registro de calidad en el cuerpo de agua principal, con un menor número de estaciones de monitoreo en los afluentes. Como se observa en dicha figura, es posible agregar el efecto de un tramo en el que no se cuenta con suficiente información, definiendo como condiciones de frontera del modelo puntos que agrupen las transformaciones en la calidad del agua que ocurren aguas arriba de los mismos (Figura 14-b).

Como se observa en la Figura 14-a, es posible no contar con registros de calidad de agua en la totalidad del área de estudio ni tampoco con identificación de todas las fuentes puntuales de contaminación en la misma. Por ello, el siguiente paso consiste en identificar aquellas estaciones de monitoreo de calidad de agua que, por su ubicación, recogen los efectos acumulativos de subzonas específicas, para definir las como condiciones de frontera del modelo de calidad de agua que se emplee. En la Figura 14-b se ilustra la definición de tres condiciones de frontera que recogen los efectos acumulativos al inicio del tramo de análisis (estación B) y dos cuencas tributarias a lo largo del mismo (estaciones A y C). Cabe agregar que, conforme se tenga mayor conocimiento de la localización espacial de fuentes puntuales de contaminación en dichas cuencas, podrá prescindirse de las estaciones A, B y C como condiciones de frontera y en su lugar integrarlas al conjunto de sitios de monitoreo que pueden emplearse para verificar, calibrar y validar el modelo de calidad de agua empleado.



(a) Definición de tramos de análisis de acuerdo con la disponibilidad de información.



(b) Esquematización de condiciones de frontera en sitios de monitoreo que recogen efectos acumulativos de subcuencas en el área de estudio

Figura 14. Esquema de modelación de calidad del agua a escala regional.
Fuente: Minambiente-CORNARE, 2015.

5.1.2 Simulación de escenarios

Una vez se cuente con un modelo de calidad del agua calibrado y validado, que represente adecuadamente las transformaciones y procesos que ocurren en el cuerpo de agua en estudio, dicho modelo puede ser usado para la simulación de escenarios que permitan apoyar la toma de decisiones en fases posteriores del proceso.

Se debe considerar que, para cuerpos lóticos, el escenario base consiste en la respuesta del modelo calibrado y validado bajo condiciones de caudal representativo de condiciones mínimas sobre el

cuerpo receptor, calidad del agua en época seca o caudales más bajos medidos (para ambas condiciones de caudal sobre la corriente) y considerando las eficiencias actuales de tratamiento de aguas residuales en los sistemas en operación y porcentaje de recolección de aguas residuales.

En los escenarios de simulación proyectados se deben considerar las diferentes herramientas de planificación y administración (PSMV, metas de carga contaminante, planes de reconversión a tecnologías limpias y demás herramientas relacionadas con la gestión integral del recurso hídrico), establecidas en el corto, en el mediano y en el largo plazo. De esta forma, se deben considerar las captaciones del recurso hídrico de acuerdo con los usuarios actuales y con las proyecciones de demanda, además de los permisos de vertimiento solicitados u otorgados por la Autoridad Ambiental competente. En este sentido, se deben contemplar las proyecciones de infraestructura y actividades económicas a desarrollar en la cuenca, para lo cual se deberá considerar la información de los Planes de desarrollo, de los Planes de Ordenamiento Territorial, así como información adicional suministrada por las oficinas de Planeación o curadurías. Asimismo, se deben tener en cuenta los usos de la tierra en el área de drenaje respectiva y sus dinámicas con el recurso hídrico de acuerdo con la información recopilada por el equipo de trabajo, la suministrada por la Autoridad Ambiental competente y la resultante del proceso de participación.

El planteamiento de los escenarios de simulación debe ser coordinado por el equipo de trabajo teniendo en consideración entre otros aspectos la participación de actores que tengan amplio conocimiento de la dinámica del cuerpo de interés y estudios. Con el fin de incorporar en el análisis las condiciones críticas de calidad del agua (mínima capacidad de asimilación en el cuerpo de agua), para todos los escenarios de simulación se deberán simular condiciones de caudales característicos de condiciones mínimas.

La Tabla 7 presenta algunos criterios recomendados a tener en cuenta para el planteamiento de escenarios de simulación en cuerpos lóticos, incluyendo las condiciones recomendadas de caudales y calidad del agua en el cuerpo de agua principal, tributarios y vertimientos. Así mismo, se deberán tener en cuenta aspectos complementarios como los aportes difusos debidos a contaminación por escorrentía superficial (e inclusive subsuperficial) y el aumento de la capacidad de transporte de sedimentos y re-suspensión del material de fondo.

Adicionalmente, si la Autoridad Ambiental competente lo considera pertinente, para los cuerpos lóticos se podrá considerar la simulación de los escenarios presentados en la Tabla 7, con condiciones de caudal y calidad en periodos de transición o de aguas altas en el cuerpo receptor y sus tributarios naturales. De esta forma, se podrán proyectar objetivos de calidad dependiendo de las condiciones hidrológicas a lo largo del año.

En el caso de cuerpos lénticos, se deberán considerar adicionalmente los anteriores escenarios bajo condiciones de transición y/o de aguas altas, con el fin de tener en cuenta el efecto de los aportes difusos de contaminación por escorrentía superficial. En el caso de contar con información continua en el tiempo, se sugiere que el modelo de calidad del agua sea dinámico y que, en este sentido, se ajuste la respectiva estrategia de calibración y validación.

Es importante mencionar que, para el caso de cuerpos lénticos, la modelación de la calidad del agua debe tener en cuenta la influencia de la hidrodinámica en los procesos de transporte de solutos y en las transformaciones fisicoquímicas que ocurren en el cuerpo de agua. De acuerdo con las particularidades de cada caso de estudio, se debe identificar la necesidad de involucrar el efecto del viento, de los afluentes y la estratificación térmica, entre otros aspectos, en la modelación de la calidad del agua. De esta manera, a partir del análisis y la construcción de un modelo conceptual

robusto, se deberá seleccionar una estrategia de levantamiento de información y de modelación que involucre los principales procesos de interés (por ejemplo, un modelo hidrodinámico en dos o en tres dimensiones, inclusión de dinámica marina en cuerpos de agua influenciados por este tipo de procesos, etc.).

Tabla 7. Aspectos a considerar para el planteamiento de escenarios de simulación en cuerpos lóticos.

Escenario	Cuerpo de agua receptor (principal)		Tributarios		Cargas puntuales o difusas (vertimientos)	
	Caudal	Calidad del agua - cabecera	Caudal	Calidad del agua	Caudal	Calidad del agua
Línea Base	Caudal característico de condiciones mínimas.	Condiciones medidas para el escenario base con caudal bajo	Caudal característico de condiciones mínimas.	Condiciones medidas para el escenario base con caudal bajo	Condiciones actuales	
Carga Máxima Permissible				Condiciones de escenario(s) crítico(s) para cada vertimiento puntual	Proceso iterativo de verificación para determinar las cargas máximas permisibles para cada vertimiento puntual	
Corto plazo				Escenario base (caudal bajo) o con medidas o acciones planificadas	Máximo proyectado al corto plazo	Concentraciones máximas proyectadas al corto plazo
Mediano plazo				Con medidas o acciones planificadas a los escenarios	Máximo proyectado al mediano plazo	Concentraciones máximas proyectadas al mediano plazo
Largo plazo					Máximo proyectado al largo plazo	Concentraciones máximas proyectadas al largo plazo

5.2 EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL VERTIMIENTO

De acuerdo con lo dispuesto en el artículo 2.2.3.3.5.3 del Decreto 1076 de 2015, como parte de la evaluación ambiental del vertimiento que debe presentarse en el marco de la solicitud de permiso de vertimiento se debe realizar la predicción y valoración de los impactos que puedan derivarse de los vertimientos puntuales generados por el proyecto, obra o actividad al cuerpo de agua.

Dicha predicción y valoración se debe realizar mediante la aplicación de un modelo de calidad que permita estimar los impactos que cause el vertimiento en el cuerpo de agua, en función de su capacidad de asimilación y de los usos y criterios de calidad establecidos por la Autoridad Ambiental competente.

Cuando la Autoridad Ambiental competente cuente con un Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico adoptado o con un modelo regional de calidad del agua, la predicción del impacto del vertimiento deberá realizarse por dicha Autoridad, aplicando el modelo respectivo. Lo anterior, teniendo en cuenta que el modelo permitirá integrar en el análisis las condiciones aguas arriba del vertimiento, así como los eventuales impactos acumulativos generados por los distintos usuarios. En caso contrario, el usuario deberá implementar un modelo de calidad del agua del tramo de estudio, para lo cual se deberá seguir el protocolo descrito en el capítulo 4 del presente documento.

En el último de los casos enunciados en el párrafo anterior, el protocolo de modelación presentado en el capítulo 4 debe ser aplicado de acuerdo con el objetivo del ejercicio de modelación, que en estos casos corresponde a la estimación del eventual impacto de un nuevo vertimiento sobre un tramo o sector de un cuerpo de agua. En este sentido, todas las actividades que componen el protocolo de modelación deben ser realizadas y documentadas para su entrega a la Autoridad Ambiental, de forma que los resultados obtenidos apliquen al cumplimiento del objetivo.

Con ocasión de la renovación o modificación del permiso de vertimientos, la Autoridad Ambiental competente deberá revisar el modelo de calidad del agua presentado por el usuario para obtener dicho permiso. Lo anterior, sin perjuicio de que, como resultado del ejercicio de la función de seguimiento al estado del cuerpo de agua, se identifiquen cambios o alteraciones que ameriten la revisión del modelo.

A manera de ejemplo, a continuación se describen algunos aspectos a considerar al aplicar las actividades que componen el protocolo de modelación, teniendo en cuenta los objetivos de la evaluación ambiental del vertimiento.

La modelación de la calidad del agua en el marco de la evaluación ambiental del vertimiento únicamente comprende la predicción y valoración de los impactos que puedan derivarse de los vertimientos puntuales generados por el proyecto, obra o actividad al cuerpo de agua. En caso que la Autoridad Ambiental no haya definido objetivos de calidad en el tramo o sector del cuerpo de agua en el que se adelanta la evaluación ambiental del vertimiento, el usuario deberá realizar dicha evaluación con base en los criterios de calidad definidos para el respectivo tramo o sector.

El monitoreo requerido debe realizarse, por lo menos en dos puntos sobre el cuerpo de agua de interés: uno localizado aguas arriba del vertimiento proyectado, lo más cercano posible a éste, y otro aguas abajo del mismo, a una distancia mayor a la longitud estimada para la zona de mezcla. En todo caso, se deberá tener en cuenta la carga contaminante aportada por vertimientos existentes en el tramo comprendido entre los puntos de monitoreo.

Es posible que las campañas de monitoreo con propósitos de evaluación ambiental del vertimiento no puedan realizarse en condiciones hidrológicas contrastantes, por lo que la Autoridad Ambiental podrá aceptar la realización de dos campañas en una única condición hidrológica (en lo posible, correspondiente a caudales bajos).

La evaluación del impacto del vertimiento sobre la calidad del cuerpo de agua debe realizarse teniendo en cuenta condiciones de caudal críticas, para lo cual se deberá simular por lo menos un escenario en el que se consideren condiciones de caudales bajos en el cuerpo de agua y la máxima carga contaminante prevista en el vertimiento proyectado. Los caudales usados para la simulación deben reflejar condiciones de variabilidad y cambio climático, en caso que dichas condiciones se consideren de interés y se cuente con información para su simulación.

5.3 ESTIMACIÓN DE LA LONGITUD DE LA ZONA DE MEZCLA

De acuerdo con el numeral 38 del artículo 2.2.3.3.1.3. del Decreto 1076 de 2015, *“La zona de mezcla es la zona técnicamente determinada a partir del sitio de vertimiento, indispensable para que se produzca mezcla homogénea de éste con el cuerpo receptor; en la zona de mezcla se permite sobrepasar los criterios de calidad de agua para el uso asignado, siempre y cuando se cumplan las normas de vertimiento.”* Por lo anterior, la estimación de la extensión de la zona de mezcla es necesaria para delimitar el punto a partir del cual las autoridades deben realizar el control de los

criterios de calidad y, a su vez, al punto hasta el que se deben extender las limitaciones de uso del agua.

La Figura 15 presenta un esquema en donde se observa la extensión de la zona de mezcla de un vertimiento. Como se observa en dicha figura, antes de la zona de mezcla se considera que el vertimiento no se encuentra completamente mezclado, y por tanto se espera que las concentraciones puedan ser mayores a las definidas en los criterios de calidad correspondientes al uso respectivo.

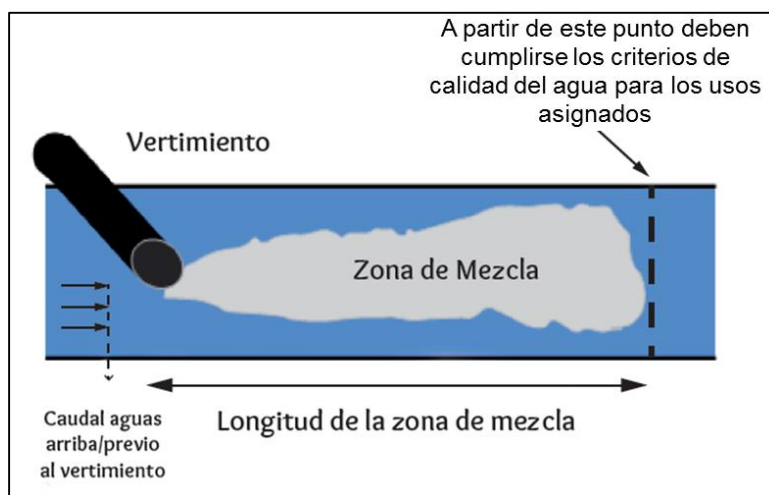


Figura 15. Esquema de la zona de mezcla de un vertimiento a un cuerpo de agua lótico.

La estimación de la longitud de la zona de mezcla puede realizarse mediante la aplicación de ecuaciones empíricas, o mediante modelos numéricos, tal como se describe a continuación. En todo caso, la estimación debe realizarse considerando condiciones críticas, correspondientes a caudales bajos y concentraciones máximas esperadas sobre el cuerpo receptor, y máxima carga contaminante esperada en el vertimiento. Es importante anotar que la estimación de la longitud de la zona de mezcla se realiza asumiendo que el vertimiento se comporta como una sustancia conservativa.

5.3.1 Ecuaciones empíricas

Existen múltiples ecuaciones empíricas para la estimación de la longitud de la zona de mezcla, entre las que se pueden mencionar las de Dingman (2002); Kilpatrick y Wilson (1989); Thomann y Mueller (1987); Fischer et al. (1979); Day (1977); Yotsukura y Cobb (1972); entre otras.

Es importante anotar que las ecuaciones existentes han sido estimadas de forma empírica, por lo que presentan restricciones en su aplicabilidad que deben ser tenidas en cuenta en su aplicación, con el fin de obtener resultados confiables.

5.3.2 Modelos de zona de mezcla

De forma alternativa, se podrán aplicar herramientas de modelación existentes para la determinación de la longitud de la zona de mezcla (e.g. CORMIX, Visual Plumes, tubos de corriente, dinámica de fluidos computacional; ver por ejemplo Rutherford, 1994). De acuerdo con las particularidades de cada caso de estudio, el experto encargado deberá seleccionar aproximaciones de modelación de

campo cercano o lejano, siendo los primeros suficientes para la mayoría de las aplicaciones. Bleninger and Jirka (2004) presentan una descripción de las ventajas y desventajas de cada una de estas aproximaciones, así como ejemplos de herramientas de modelación disponibles para cada caso.

En todo caso, la selección e implementación de la herramienta de modelación más adecuada para cada caso particular debe realizarse siguiendo el protocolo descrito en el capítulo 4 del presente documento.

6 REFERENCIAS

- Beer, T., & Young, P. (1983). Longitudinal dispersion in natural streams. *Journal of Environmental Engineering*, 109(5), 1049-1067.
- Bencala, K. & Walters, R. (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model. *Water Resources Research*, 19(3), 718-724.
- Beven, K., & Binley, A. (1992). The future of distributed models: model calibration and uncertainty in prediction. *Hydrological Processes*, 6, 279-298.
- Bleninger, T. Jirka, G. (2005). Near- and far-field model coupling methodology for wastewater discharges. *Environmental Hydraulics and Sustainable Water Management*. Taylor & Francis Group, London.
- Bowie, L. G., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., & Rupp, G. L. (1985). Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality. Athens, Georgia: U.S. Environmental Protection Agency.
- Camacho, L. & Díaz-Granados, M. (2003). Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de soluto y de la calidad de agua en ríos- Caso río Bogotá. Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos Universidad del Valle/Instituto Cinara.
- Camacho, L., Rodríguez, E., & Hernández, S. (2012). Metodología y resultados de la modelación dinámica de la calidad del agua del Río Bogotá - Colombia. XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica, San José, Costa Rica.
- Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. Long Grove: Waveland Press, Inc.
- Chapra, S., Pelletier, G. & Tao, H. (2005). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Version 2.04: Documentation and User's Manual.
- Comiti, F., Mao, L., Wilcox, A. Wohl, E., Lenzi, M. (2007). Field-derived relationships for flow velocity and resistance in high-gradient streams. *Journal of Hydrology*, 340, 48-62.
- Day, T. J. (1977) longitudinal dispersion of fluid particles in mountain streams: 1. Theory and field evidence. *J. Hydro. (N.Z.)*, 16 (1), 7-25.
- Dingman S.L. (2002), *Physical Hydrology*. 2nd edition, Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá y Universidad Nacional de Colombia. (2010). Modelación Dinámica de la Calidad del Agua del Río Bogotá. Informe Producto 4b: Implementación, Calibración y Validación de Modelos de Transporte de Solutos y de Calidad del Agua.
- Fischer, H., List, E., Koh, R., Imberger, J., & Brooks, N. (1979). *Mixing in inland and coastal waters*. London: Academic Press, Inc.
- Freer, J., Beven, K., & Ambrose, B. (1996). Bayesian estimation of uncertainty in runoff prediction and the value of data: an application of the GLUE approach. *Water Resources Research*, 32(7), 2161-2173.
- González, R. A. (2008). Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

- Gupta, H., Beven, K., & Wagener, T. (2005). Model Calibration and Uncertainty Estimation. In M. G. Anderson, & J. J. McDonnell, *Encyclopedia of Hydrological Sciences* (pp. 2015-2031). John Wiley & Sons Ltd.
- Hernández, J. (2014). Análisis de la capacidad predictiva de un modelo dinámico de calidad del agua aplicando técnicas de computación evolutiva, optimización multiobjetivo y procesamiento recursivo de datos. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Hernández, J. y Camacho L. (2014) Revisiting the Relationship of Transient-Storage and Aggregated Dead Zone Models of Longitudinal Solute Transport. ICHE 2014, Hamburg. Lehfeldt & Kopmann (eds) Bundesanstalt für Wasserbau
- IDEAM (s.f.) Protocolo de Monitoreo del agua (Sin publicar).
- IDEAM (s.f.) Protocolo de modelación de la dinámica del agua (Sin publicar).
- Jiménez, M. A., & Wohl, E. (2013). Solute transport modeling using morphological parameters of step-pool reaches. *Water Resources Research*, 49(3), 1345-1359.
- Kilpatrick, F. & Wilson, J. (1989) Measurement of time of travel in streams by dye tracing: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 3, chap. A9, 27 p.
- Kilpatrick, F. (1993). Simulation of soluble waste transport and buildup in surface waters using tracers. US Government Printing Office.
- Lees, M. J., Camacho, L. A., & Chapra, S. C. (2000). On the relationship of transient storage and aggregated dead zone models of longitudinal solute transport in streams. *Water Resources Research*, 36(1), 213-224.
- Madsen, H., Van Griensven, A., & Højbjerg, A. (2007). Model Calibration Guideline. Harmonised modeling tools for integrated basin management (Harmoni-CA).
- Mateus, S. (2011). Determinación de la influencia de los factores hidrodinámicos y de calidad del agua en la demanda biológica de la cuenca alta del río Bogotá. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- McIntyre, N., Wheeler, H., & Lees, M. (2002). Estimation and propagation of parametric uncertainty in environmental models. *Journal of Hydroinformatics*, 4, 177-198.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible – MAVDT -PNGIRH. (2010). Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico. Bogotá D.C.: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Viceministerio de Ambiente, Dirección de Ecosistemas, Grupo de Recurso Hídrico.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - UT HTM- Gotta Ingeniería. CORTOLIMA (2013). Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico del Río Gualí y sus principales tributarios.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible -. CORMACARENA (2014). Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico del Río Chichime y sus principales tributarios.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible -. CDMB (2014). Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico del Río Oro y sus principales tributarios.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - CORPOCESAR (2014). Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico del Río Cesar.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018). Guía para el ordenamiento del recurso hídrico superficial continental.
- Nash, J. & Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models, Part I A discussions of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.
- Pelletier, G., Chapra, S. C., & Tao, H. (2008). QUAL2Kw user manual (version 5.1). A modeling framework for simulating river and stream water quality. Olympia, Washington.
- Pérez, J. D. (2010). Propuesta metodológica para la calibración del modelo dinámico de calidad del agua MDLC-ADZ-QUASAR en ríos. Caso de aplicación: Río Bogotá, tramo Cortijo - Puente Aeropuerto. Tesis de maestría, Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Bogotá.
- Rauch, W., Aalderink, H., Krebs, P., Schilling, W. & Vanrolleghem, P. (1998). Requirements for integrated wastewater models – driven by receiving water objectives. *Water Science and Technology* vol. 38:p. 97-104.
- Refsgaard, J., & Henriksen, H. (2004). Modelling guidelines—terminology and guiding principles. *Advances in Water Resources*, 27(1), 71-82.
- Riecken, S. (1995). A compendium of water quality models. USA Environmental Protection Agency – EPA, Water quality branch.
- Rojas, A. (2011). Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Rutherford, J. C. (1994). River mixing. New York: John Wiley & Sons.
- Schütze, M., Butler, D. & Beck, B. (2002). Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems. Springer-Verlag London.
- Schütze, M. & Alex, J. (2004). Suitable Integrated Modeling – Based on simplified models. 6th International conference on urban drainage modelling (UDM'04). Dresden, Germany.
- Taylor, G. (1954). The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. A*(223), 446-468.
- Thomann, R. & Mueller, J. (1987). Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row, Publishers, Inc.
- Willmott, C. (1981). On the validation of models. *Physical geography* 2 (2), 184-194.
- Willmott, C., Ackleson, S., Davis, R., Feddema, J., Klink, K., Legates, D., et al. (1985). Statistics for the evaluation and comparison of models. *Journal of Geophysical Research*, 90, 8995-9005.
- Yochum, S., Comiti, F., Wohl, E., David, G., Mao, L. (2014). Photographic Guidance for Selecting Flow Resistance Coefficients in High-Gradient Channels. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-323. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 91 p.
- Young, P. C., & Wallis, S. G. (1993). Solute transport and dispersion in channels. In K. J. Beven, & M. J. Kirby, *Channel Network Hydrology* (pp. 129-174). New York: John Wiley.

- Young, P., Parkinson, S. & Lees, M. (1996). Simplicity out of complexity in environmental modelling: Occam's razor revisited. *Journal of applied Statistics* vol 23, no 223:p. 165-210.
- Yotsukura, N. y Cobb, E. D. (1972) Transverse diffusion of solutes in natural streams. USGS Professional Paper: 582-C