

Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales (PTAR) – El Santuario

Piedecuesta - Santander

Edwin Antonio Ortiz Higuera

Trabajo de aplicación para optar al título de Magister en Ingeniería Ambiental

Director:

Crisostomo Barajas Ferrerira

MSc. En Ingeniería Química.

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierias Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Maestría en Ingeniería Ambiental

Bucaramanga

2019

Contenido

	Pág.
Introducción	14
1. Planteamiento y Justificación del Problema	16
2. Modelación de la calidad el agua Rio de Oro sector PTAR Santuario Municipio de Piedecuesta.....	18
2.1 Objetivos	19
2.1.1 Objetivo General.....	19
2.1.2 Objetivos Específicos.....	19
2.2 Marco Teórico.....	19
2.2.1 Fuentes de contaminación del agua.	20
2.2.1.1 Aguas residuales urbanas.....	20
2.2.1.2 Aguas residuales industriales.....	21
2.2.2 Contaminantes del agua.	21
2.2.2.1 Contaminantes orgánicos.....	22
2.2.2.2 Fertilizantes inorgánicos.	22
2.2.2.3 Metales.....	23
2.2.2.4 Isótopos radiactivos.	23
2.3 Normatividad	24
2.4 Modelación en corrientes naturales	27

2.4.1 Modelos de calidad de agua.....	30
2.4.1.1 Modelo WASP.....	30
2.4.1.2 Modelo EPD-RIV1.....	31
2.4.1.3 Modelo MIKE.....	32
2.4.1.4 BLTM.....	32
2.4.1.5 Modelo QUAL El QUAL2K.....	33
2.4.2 Descripción del modelo QUAL2Kw.....	36
2.4.3 Balance de flujo.....	39
2.4.4 Balance Térmico.....	40
2.4.5 Balance de masa.....	41
2.4.6 Definición de modelos.....	44
2.4.6.1 Modelos de solidos suspendido inorgánicos Ss:.....	47
2.4.6.2 Modelos de oxígeno disuelto (O).....	47
2.4.6.3 Modelo de DBO Lenta (Ls).....	48
2.4.6.4 Modelo de DBO rápida.....	49
2.5 Localización del Rio de Oro.....	49
2.5.1 Distribución en las veredas.....	53
2.5.2 Población.....	53
2.5.3 Uso del recurso.....	53
2.6 Implementación del modelo QUAL2Kw.....	54
2.6.1 Metodología del muestreo.....	55
2.6.1.1 Metodología de muestreo.....	57
2.6.2 Alimentación del modelo (agosto).....	61

2.6.3 Alimentación del modelo (diciembre)	72
2.7 Conclusiones	76
2.8 Recomendaciones	77
3. Evaluación de la eficiencia de la PTAR Santuario Municipio de Piedecuesta.....	78
3.1 Objetivos	79
3.1.1 Objetivo General.....	79
3.1.2 Objetivos Específicos.....	79
3.2 Marco Teórico.....	79
3.2.1 Principales sistemas de tratamiento de aguas residuales.	79
3.2.2 Lodos activados.	81
3.2.3 Discos biológicos rotativos.....	81
3.2.4 Lagunas.....	82
3.2.5 Caracterización de las aguas residuales	83
3.2.6 Tratamiento de aguas.	83
3.3 Software de Simulación	87
3.4 Planta de tratamiento de aguas residuales El Santuario.....	97
3.4.1 Ubicación de la planta.....	97
3.4.2 Tipo de tratamiento de la PTAR El Santuario.	99
3.5 Simulación del proceso	102
3.5.1 Metodología usada.	102
3.5.2 Desarrollo de la simulación.	104
4. Conclusiones	113
5. Recomendaciones	114

Referencias Bibliográficas 115

Lista de Figuras

	Pág.
<i>Figura 1.</i> Diagrama de flujo de modelación de calidad de agua	28
<i>Figura 2.</i> Esquema general del modelo según sus fronteras externas e internas.....	38
<i>Figura 3.</i> Balance de flujo	40
<i>Figura 4.</i> Balance de energía	41
<i>Figura 5.</i> Idealización de una corriente a modelar	42
<i>Figura 6.</i> Intercambio de calor en una superficie de agua.....	47
<i>Figura 7.</i> Localización de la Subcuenca Rio de Oro CDMB	50
<i>Figura 8.</i> Diagrama de flujo para implementar un modelo de calidad de agua.....	54
<i>Figura 9.</i> Lugar de aforo mes de agosto	56
<i>Figura 10.</i> Aforo mes de diciembre.....	57
<i>Figura 11.</i> Fronteras influencia de la PTAR sobre villa paulina.....	60
<i>Figura 12.</i> Fronteras influencia de la quebrada villa paulina sobre el rio de oro	61
<i>Figura 13.</i> Hoja de trabajo inicial QUAL2Kw.....	62
<i>Figura 14.</i> hoja de trabajo Headwater	63
<i>Figura 15.</i> hoja de trabajo “Reach”	63
<i>Figura 16.</i> Hoja Air temperature	64
<i>Figura 17.</i> Dew point Temperature	64
<i>Figura 18.</i> hojas de trabajo “Wind speed”.....	65

<i>Figura 19.</i> Hoja de trabajo “Cloud cover”	65
<i>Figura 20.</i> hoja de trabajo “Point Sources”	66
<i>Figura 21.</i> Hoja de trabajo "Rates"	66
<i>Figura 22.</i> hoja de trabajo “WQ Data”,	67
<i>Figura 23.</i> modelo de reaireación	68
<i>Figura 24.</i> Modelo para temperatura	68
<i>Figura 25.</i> Modelo para DQO	69
<i>Figura 26.</i> Modelo para pH	69
<i>Figura 27.</i> Modelo para SST	70
<i>Figura 28.</i> Perfil de temperatura.....	73
<i>Figura 29.</i> re aireación del tramo estudiado	74
<i>Figura 30.</i> Perfil de oxígeno disuelto	74
<i>Figura 31.</i> Perfil de pH.....	75
<i>Figura 32.</i> Perfil de solidos suspendido totales	75
<i>Figura 33.</i> Proceso de lodos activados	86
<i>Figura 34.</i> Procesos de remoción biológico	87
<i>Figura 35.</i> Etapas de una simulación de procesos	89
<i>Figura 36.</i> Etapas de una simulación de procesos	90
<i>Figura 37.</i> Ubicación de la PTAR	99
<i>Figura 38.</i> Diagrama de bloques PTAR El santuario	102
<i>Figura 39.</i> Compuestos necesarios para la entrada a la simulación	104
<i>Figura 40.</i> Condición de entrada de agua residual a la PTAR	105
<i>Figura 41.</i> Propiedades calculadas por el software a la entrada de la PTAR.....	106

Figura 42. Diagrama de PTAR El Santuario..... 107

Figura 43. Característica del gua a la salida del PTAR..... 108

Figura 44. Diagrama de la planta con reactor UASB..... 110

Figura 45. Datos de salida usando un reactor UASB..... 111

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Rangos permisibles decreto 1594/84.....	25
Tabla 2. Diferentes rangos según el uso del agua.....	25
Tabla 3. Parámetros según la resolución 0631.....	26
Tabla 4. Parámetros para la modelación de calidad de agua.....	44
Tabla 5. Usos de los terrenos alrededor del rio de Oro.....	52
Tabla 6. Resultados monitoreo agosto.....	58
Tabla 7. Resultados monitoreo diciembre.....	59
Tabla 8. Localización muestreo agosto.....	60
Tabla 9. Localización muestreo diciembre.....	61
Tabla 10. Datos entrada QUAL2Kw.....	72
Tabla 11. Diferentes simuladores de Plantas de tratamiento de aguas residuales.....	92
Tabla 12. Modelos usados en los diferentes simuladores.....	93
Tabla 13. Composición del agua residual.....	104
Tabla 14. Cumplimiento de parámetros.....	109
Tabla 15. Remoción de carga día.....	109
Tabla 16. Normativa colombiana con reactor UASB.....	112
Tabla 17. Porcentaje de remoción usando rector UASB.....	112

Resumen

TÍTULO: EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR) – EL SANTUARIO PIEDECUESTA - SANTANDER*

AUTORES: EDWIN ANTONIO ORTIZ HIGUERA**

PALABRAS CLAVE: QUAL2Kw, modelación, aguas, simulación, plantas de tratamiento de aguas residuales.

DESCRIPCIÓN

En este trabajo se presenta la modelación de la calidad del agua en el río Oro en el municipio de Piedecuesta Santander, analizando la influencia que presenta las diferentes descargas y vertimientos que se generan al río, para dicho análisis se usó la herramienta QUAL2Kw, que incorpora algoritmo de solución que permite calibrar los diferentes parámetros necesarios para la modelación de un cauce. Se presenta los datos recopilados en campo y la calibración del modelo para dos campañas de monitoreo, una generada en el mes de agosto del 2016 y otra generada en el mes de diciembre del mismo año, demostrando que con la información recolectada en solo dos campañas no era suficiente para generar los escenarios suficientes para ver la influencia de los vertimientos, pero que la herramienta es útil para predecir estas variaciones.

Se presentará, además, la simulación de la planta de tratamientos de aguas residuales el Santuario con el fin de analizar si las normas presentes en la norma colombiana Decreto 3930 del 2010 y en la Resolución 0631 de 2015 son cumplidas, para tal fin se usó el software de simulación especializado Superpro Designer v9.0, demostrando que es una herramienta útil, para ver las condiciones de operación de la planta.

* Proyecto de grado

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Maestría en Ingeniería Ambiental Director. M. Sc. Crisóstomo Barajas Ferreira.

Abstract

TITLE: EVALUATION OF THE RESIDUAL WATER TREATMENT SYSTEM (WWTP) – EL SANTUARIO PIEDECUESTA - SANTANDER*

AUTORS: EDWIN ANTONIO ORTIZ HIGUERA**

KEY WORDS: QUAL2Kw, modeling, water, simulation, wastewater treatment plants.

In this work it's presents the modeling of water quality in the gold river in the municipality of Piedecuesta Santander, analyzing the influence of the several discharges and the slopes that are generated to the river, for the said analysis was used QUAL2Kw tool, which incorporates Algorithm is a solution that allows to calibrate the different parameters necessary for the modeling of a channel. We present the data collected in the field and the calibration of the model for the monitoring campaigns, one generated in the month of August 2016 and another generated in the month of December of the same year, demonstrating that with the information collected in only the Campaigns was not enough to generate enough scenarios to see the influence of the spills, but that the tool is useful to predict these variations.

It will also present the simulation of wastewater treatment plant el santuario in order to analyze the rules in the Colombian Decree 3930 of 2010 and Resolution 0631 of 2015 For this purpose it was used specialized simulation software superpro designer v9 .0, showing that it is a useful tool, to see the operating conditions of the plant. For this purpose it was used specialized simulation software superpro designer v9 .0, showing that it is a useful tool, to see the operating conditions of the plant.

* Graduation Project

** Physical- chemical engineering faculty. Chemical Engineering department. Magister in Engineering Ambient Director. M. Sc. Crisóstomo Barajas Ferreira.

Introducción

El agua es un recurso natural no renovable, importante para los seres vivos. Se ha comprobado que el agua es fuente de vida y que todos dependemos de ella; además ha sido utilizada con medio de disolución, transporte de elementos, recreación, riego y es necesario para garantizar la supervivencia de los ecosistemas. Se obtiene fundamentalmente por su caída a la tierra en forma de lluvia, fluyendo por la superficie terrestre formando arroyos, ríos y lagunas dependiendo de la topografía del lugar.

El agua que existe en la tierra es fundamental para las diversas actividades como producción de alimentos, crecimiento de plantas, uso doméstico y uso industrial, pero solo el 3% del agua en el mundo es apta para el consumo humano.

La contaminación de los diferentes cuerpos de agua hace parte de los problemas que existen en Colombia; a tal punto que hoy en día todavía existen poblaciones que no tienen acceso a agua potable, siendo importante para mantener una vida saludable, higiénica y cómoda. Siendo un recurso de vital importancia es necesario buscar la manera de preservarla y cuidarla.

Con el crecimiento urbano, el incremento de la población y el auge del desarrollo industrial; es notorio el aumento de la contaminación de la mayoría de las fuentes de agua disponibles, especialmente las superficiales. Una de las causas es el manejo inadecuado de las aguas residuales de origen urbano e industrial que son depositadas en los cuerpos de agua con un alto porcentaje de compuestos que afectan la salud pública y ambiental. Esto ha generado la necesidad de desarrollar sistemas de tratamientos de aguas domesticas que tiene como objetivo principal el de reducir

algunas características indeseables de las aguas negras de tal manera que su uso y disposición final cumpla las normas y criterios definidos por las autoridades sanitarias (Alvis, 2015).

En Colombia y en el mundo, las plantas de tratamiento de aguas residuales son identificadas como generadoras de malos olores, uso de extensas hectáreas de tierra, costos elevados de construcción, es por ellos que se analizan los procesos e impactos ambientales, la caracterización de sus aguas a la entrada y salida; el control de las descargas de las aguas domesticas se convierte en un tema de interés para las autoridades ambientales, generando nuevos estudios de la eficiencia de los tratamientos y diseños de este tipo de plantas.

El Área Metropolitana de Bucaramanga – AMB, la cual tiene una extensión de 1.426,47 Km² que representan aproximadamente el 5% del total del Departamento. En ella se concentra el 50% de la población del Departamento de Santander. Del total del AMB, la extensión de Girón corresponde al 48%, seguido de Piedecuesta con el 35,1%, Bucaramanga con el 10,3% y Floridablanca el 6,6% (Decreto 4260 de 2007, actualizado el 21 de Nov 2014), estos porcentajes nos indican la importancia de un sistema de tratamientos de aguas residuales en el municipio de Piedecuesta y muestra de ello es la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales El santuario.

En la siguiente tesis se trabajaron dos capítulos, en el primero de ellos se presentará una descripción de los diferentes parámetros de calidad que se tuvieron en cuenta en la modelación del rio de Oro una de las principales fuentes hídricas del municipio de Piedecuesta, así como los diferentes procesos que suceden en el tratamiento del agua residuales. Se describirán los diferentes modelos de transporte y calidad utilizados. Seguido se presentará la modelación del tramo escogido, la implementación del modelo su calibración y el análisis de resultados. Se describirá la implementación del modelo de calidad de agua usando la herramienta QUAL2Kw.

En el capítulo 2 se analizará la posibilidad de usar simuladores de Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, para el diseño y verificación de sistemas de tratamiento biológico de efluentes. El análisis de la simulación se hará en base a los datos recolectados en la planta y el uso de simuladores de caja negra. Se expondrá si el uso de este tipo de análisis dará un buen acercamiento entre la planta real y la estimación.

1. Planteamiento y Justificación del Problema

Las comunidades consumen sus recursos naturales a un ritmo alarmante pudiendo amenazar su disponibilidad, ya sea por cantidad o calidad, en estos casos se puede ver comprometido la existencia de estas fuentes, ocasionando impactos ambientales negativos por la inadecuada ocupación del territorio, la generación de residuos sólidos, líquidos y gaseosos, hasta el punto que la naturaleza se vea afectada negativamente. La incapacidad de resiliencia por parte del medio ambiente puede generar en futuras generaciones problemas en los suministros de los recursos hídricos entre otros.

Se estima que para el 2015, aproximadamente 1800 millones de personas vivirán en países o regiones con falta del recurso hídrico, y dos tercios de la población podrían carecer totalmente de dicho recurso.

Actualmente uno de los problemas que más preocupa a la humanidad es la gran cantidad de aguas residuales que son vertidas indiscriminadamente a los cuerpos de agua sin ningún tipo de tratamiento, entre las practicas inapropiadas que generan contaminación se encuentran los residuos

generados en la agricultura, el crecimiento acelerado de la población y la industria, pero el principal problema es la falta de conocimiento sobre el tema y no tomar medidas que promuevan la preservación del agua.

En el área de sistemas de tratamiento y post tratamiento de aguas residuales ha trabajado en la utilización y aplicaciones de sistemas convencionales, aunque muy eficientes, por sus altos costos tanto en construcción como en operación, hacen que sea poco aplicables en países en vías de desarrollo; es por eso que se hace imprescindible hacer un estudio sobre estos sistemas de tratamiento de aguas acorde a la capacidad económica de las regiones.

Para poder corregir los problemas se hace necesario tener claro la magnitud del problema y ver la importancia del agua, en el municipio de Piedecuesta en pro de tomar medidas para la preservación del agua, en el Plan de Gestión Ambiental Regional, destinó un dinero para el diseño, elaboración y puesta en marcha de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) llamada El Santuario, que colectara el 100% de las agua residuales del municipio con el fin de devolverlas al Rio de Oro con un porcentaje de purificación del 80% y 95% en función de DBO y SST y así eliminar la contaminación producto de la urbanización.

En este punto es necesario conocer, si el porcentaje de remoción cumple con los estándares establecidos, para ello es necesario hacer un estudio de algunos indicadores entre ellos: el oxígeno disuelto, solidos totales, DBO, DQO, nutrientes, orgánicos tóxicos, nivel de acidez que son usados para caracterizar el agua dependiendo de un determinado uso. El presente proyecto busca evaluar las condiciones del Rio de Oro y un análisis a la PTAR El Santuario, analizando la eficiencia y el rendimiento real de remoción de los parámetros de contaminación, teniendo en cuenta el cumplimiento de las normas legales que exige Colombia para las aguas.

2. Modelación de la calidad el agua Rio de Oro sector PTAR Santuario Municipio de Piedecuesta

Los modelos matemáticos habitualmente empleados para la modelación, son frecuentemente de tipo no lineal, debido a la naturaleza misma de los procesos que se pretenden emular. Las expresiones matemáticas, usualmente empleadas en la modelación de sistemas naturales son las ecuaciones diferenciales parciales, que resultan de aplicar el principio de conservación de masa, empleado en la modelación de la calidad del agua; esto implica que para la modelación matemática apropiada de la calidad del agua, se deben plantear sistemas de ecuaciones diferenciales no lineales acopladas.

Debido a la imposibilidad o complejidad que en ocasiones representa la solución analítica de las ecuaciones diferenciales (en especial las de orden superior) y, además, por tratarse de medios heterogéneos y anisotrópicos, es común el recurrir a métodos numéricos para encontrar una solución aproximada de las ecuaciones y realizar una discretización del sistema a modelar.

Entre los métodos numéricos que habitualmente son usados para resolver ecuaciones diferenciales aparecen las diferencias finitas; esta técnica relativamente sencilla, permite obtener soluciones aproximadas las cuales pueden considerarse soluciones satisfactorias de la solución analítica de una ecuación diferencial.

2.1 Objetivos

2.1.1 Objetivo General. Realizar una estimación de la calidad del agua sobre el tramo del río de oro anterior y posterior donde se encuentra ubicado la PTAR El santuario.

2.1.2 Objetivos Específicos

- Evaluar los criterios de calidad del vertimiento de la PTAR, resolución 631 de 2015 Ministerio de Ambiente, comparando estos resultados con los históricos de la eficiencia reportados por la CDMB y la Piedecuestana de Servicios Públicos.
- Predecir con cierto grado de certeza la calidad del agua en diferentes tramos a lo largo de un río o afluente de agua.
- Realizar un modelo de calidad de agua para el tramo del río de oro, donde se encuentra en operación la planta de tratamiento de aguas residuales.
- Analizar el cumplimiento de las normas legales vigentes de vertimientos exigidas en Colombia en función de la DBO, DQO, SST después de ingresar por la PTAR.

2.2 Marco Teórico

Desde las primeras poblaciones estables, la eliminación de los residuos ha constituido un problema primordial para las sociedades humanas, la necesidad de deshacerse tanto de las excretas como de los restos de alimentación. Durante las últimas décadas, el mundo ha venido observando con

inquietud, analizando y tratando de resolver una serie de problemas relacionados con la disposición de los residuos líquidos procedentes del uso doméstico, agrícola e industrial.

Los ríos, corrientes subterráneas, lagos, estuarios y el mar, en la mayoría de las ocasiones, especialmente en las zonas más densamente pobladas y desarrolladas, han sido incapaces, por sí mismas, para absorber y neutralizar la carga que tales residuos imponen. De esta forma, han venido perdiendo sus condiciones naturales de apariencia física y su capacidad para sustentar una vida acuática adecuada, que responde al equilibrio ecológico que de ellas se espera para preservar nuestras masas hídricas. Como consecuencia de esto, en numerosas ocasiones pierden aquellas condiciones mínimas que les son exigidas para su racional y adecuado aprovechamiento como fuentes de abastecimiento de agua, como vías de transporte o aún como fuentes de energía (García & J.Pérez, 1985).

2.2.1 Fuentes de contaminación del agua. La clasificación de las aguas residuales se hace con respecto a su origen, ya que este es el que va a determinar su composición. Siendo los residuos urbanos e industriales los que abarcarían gran parte de los contaminantes. A continuación, se muestra algunos tipos de aguas según la contaminación:

2.2.1.1 Aguas residuales urbanas. Son los vertidos que se generan en los núcleos de población urbana como consecuencia de las actividades propias de éstos. Los aportes que generan esta agua son: aguas negras o fecales, aguas de lavado doméstico, aguas de limpieza de calles, aguas de lluvia y lixiviados, etc. Las aguas residuales urbanas presentan una cierta homogeneidad en cuanto a composición y carga contaminante, ya que sus aportes van a ser siempre los mismos. Pero esta homogeneidad tiene unos márgenes muy amplios, ya que las características de cada

vertido urbano van a depender del núcleo de población en el que se genere, influyendo parámetros tales como el número de habitantes, la existencia de industrias dentro del núcleo.

2.2.1.2 Aguas residuales industriales. Son aquellas que proceden de cualquier actividad o negocio en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición, difiriendo las características de los vertidos no sólo de una industria a otra, sino también dentro de un mismo tipo de industria. A veces, las industrias no emiten vertidos de forma continua, si no únicamente en determinadas horas del día o incluso únicamente en determinadas épocas de año, dependiendo del tipo de producción y del proceso industrial. También son habituales las variaciones de caudal y carga a lo largo del día.

Son mucho más contaminadas que las aguas residuales urbanas, además, con una contaminación mucho más difícil de eliminar. Su alta carga unida a la enorme variabilidad que presentan, hace que el tratamiento de las aguas residuales industriales sea complicado, siendo preciso un estudio específico para cada caso.

2.2.2 Contaminantes del agua. Muchos compuestos químicos diferentes son considerados contaminantes, desde simples iones inorgánicos hasta complejas moléculas orgánicas.

Los contaminantes del agua se dividen en varias clases. Cada clase de contaminante tiene sus maneras específicas de introducirse en el medio ambiente y sus peligros específicos. Todas las clases incluyen contaminantes importantes y son conocidos por muchas personas, debido a sus diversos efectos sobre la salud.

2.2.2.1 Contaminantes orgánicos. Los compuestos orgánicos son compuestos formados por enlaces largos, generalmente de carbono. Muchos compuestos orgánicos son tejidos básicos de los organismos vivos. Las moléculas formadas por carbono y por carbono e hidrógeno son apolares y no son solubles en agua o son poco solubles en agua. Tienen de poca a ninguna carga eléctrica.

El comportamiento de los compuestos orgánicos depende de su estructura molecular, tamaño y forma y de la presencia de grupos funcionales que son determinantes importantes de la toxicidad.

Existen muchos tipos diferentes de contaminantes orgánicos, algunos ejemplos son:

Hidrocarburos: Estos son enlaces carbono-hidrógeno. Pueden dividirse en dos grupos, estando el primero formado por alcanos de enlace simple, alquenos de enlace doble y alquinos de triple enlace (gases o líquidos) y el segundo por los hidrocarburos aromáticos, que contienen estructuras de anillo (líquidos o sólidos). Los hidrocarburos aromáticos tales como los PAH's son mucho más reactivos que cualquiera de los del primer grupo de hidrocarburos.

Los PCB's son fluidos estables y no reactivos que son utilizados como fluidos hidráulicos, fluidos refrigerantes o de aislamiento en transformadores y plastificadores en pinturas. Existen muchos PCB's diferentes. Ninguno de ellos es soluble en agua. En muchos países los PCB's están restringidos.

Los insecticidas tales como el DDT son muy peligrosos porque se acumulan en los tejidos grasos de los animales inferiores y se introducen en la cadena alimentaria. Han sido restringidos desde hace décadas.

Detergentes: Estos pueden ser tanto polares como apolares.

2.2.2.2 Fertilizantes inorgánicos. Algunos contaminantes inorgánicos no son particularmente tóxicos, pero aun así son un peligro para el medio ambiente porque son usados extensivamente.

Estos incluyen fertilizantes, tales como nitratos y fosfatos. Los nitratos y fosfatos provocan auge de algas globales en las aguas superficiales, lo que hace que el nivel de oxígeno en el agua disminuya. Esto provoca un stress de oxígeno debido a la toma de oxígeno por parte de los microorganismos descomponedores de algas. A esto se le llama eutrofización.

2.2.2.3 Metales. La primera clase a la que nos referiremos aquí es los metales. Los metales son buenos conductores de la electricidad y generalmente participan en las reacciones químicas como iones positivos, conocidos como cationes. Los metales son sustancias naturales que se han formado por meteorización de minerales, allí donde fueron depositados durante la actividad volcánica. Pueden ser vultos a poner en situación de causar serios peligros medioambientales. Algunos ejemplos de metales son: plomo, zinc, manganeso, calcio y potasio. Se pueden encontrar en aguas superficiales en sus formas iónicas estables. Los metales artificiales pueden ser muy peligrosos, porque a menudo provienen de reacciones nucleares provocadas por los hombres y pueden ser fuertemente radiactivos.

Los metales pueden reaccionar con otros iones para formar productos peligrosos. A menudo están implicados en reacciones de transferencia electrónica en las que el oxígeno está presente.

2.2.2.4 Isótopos radiactivos. Un 87% de la dosis de radiación que recibimos proviene de fuentes naturales. El resto de la radiación proviene de las actividades humanas. Probablemente sea menos conocida la función que desempeña la radiación en la industria, la agricultura y la investigación. La inspección de soldaduras, la detección de grietas en metal forjado o fundido, el alumbrado de emergencia, la datación de antigüedades y la preservación de alimentos son algunas

de sus numerosas aplicaciones. En promedio, la industria nuclear representa menos del 0,1% de la radiación total que el hombre recibe.

Todos estos contaminantes pueden tener muchos efectos en los diferentes organismos, dependiendo del tipo y grado de contaminación presente, entre los principales problemas que pueden generar son genotoxicidad, carcinogenicidad, neurotoxicidad, alteración de la transferencia de energía, fallo reproductor.

2.3 Normatividad

La reglamentación ambiental está conformada por los decretos, resoluciones y normas que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible ponen a regir a cada una de las entidades, todo con el fin de cumplir con la reducción de carga contaminante de las fuentes hídricas.

A continuación, se incluyen las principales normas vigentes relacionadas con la gestión integral del recurso hídrico y que son relevantes para su uso, protección, conservación y manejo.

Decreto 3930 de 2010, resolución 1514 de 2013, Plan de gestión del riesgo para el manejo de vertimientos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Decreto No. 1076 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Decreto No. 1640 de 2014 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Decreto No. 2667 de 2012 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Ley No. 1625 de 2013 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

En Colombia se tiene un amplio sistema para determinar los métodos, valores y parámetros, pero no existen realmente las regulaciones que cumplan con las normas, es por ello que se busca establecer si la PTAR El Santuario está cumpliendo con la gestión integral del agua. Los usos del

agua y residuos líquidos están reglamentados mediante los decretos 1594 de 1984 y 3930 de 2010, en donde se establecen las normas de vertimiento a un cuerpo de agua.

Tabla 1.

Rangos permisibles decreto 1594/84

Parámetro	Decreto 1594 / 84
pH (MIN – MAX)	5 - 9
Temperatura	<= 40°C
DBO ₅	Remoción de carga > 80%
Solidos suspendido	Remoción de carga > 80%
Grasas y o Aceites	Remoción de carga > 80%

De igual forma, el Decreto 1594 de 1984 establece los criterios de calidad admisibles para los diferentes usos del agua. Entre estos se encuentra el uso agrícola, pecuario, recreativo y de consumo humano.

Tabla 2.

Diferentes rangos según el uso del agua

Parámetro	unidad	Uso domestico	Uso agrícola	Uso recreativo
PH		5,0 – 9,0	4,5 – 9,0	5,0 – 9,0
Oxígeno disuelto	mg O2/L	-	-	6,1
Cloruros	mg / L	250	-	-
Tenso activos	mg / L	0,5	-	0,5
Grasas y aceites	mg / L	Ausente	-	Ausente
Coliformes Totales	NMP/100ml	20000	< 5000	1000

Parámetro	unidad	Uso domestico	Uso agrícola	Uso recreativo
Coliformes fecales	NMP/100ml	2000	< 1000	200

El Decreto 3930 del 2010, establece los parámetros mínimos que deben ser utilizados en los modelos de simulación aplicables en la ordenación del recurso hídrico, los cuales se presentan a continuación:

DBO5: Demanda bioquímica de oxígeno a cinco (5) días.

DQO: Demanda química de oxígeno.

SST: Sólidos Suspendidos Totales.

pH: Potencial del Ion hidronio, H+

T: Temperatura.

OD: Oxígeno disuelto.

Q: Caudal.

Datos Hidrobiológicos.

Coliformes Totales y Fecales.

La Resolución 0631 de 2015, establece en su Capítulo VI los parámetros fisicoquímicos y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas para las actividades industriales, comerciales o de servicios diferentes a los del Capítulo V hacia los cuerpos de aguas superficiales, a cumplirse a partir del 01 de enero del 2016.

Tabla 3.

Parámetros según la resolución 0631

SST (mg/L)	DBO5 (mg/l O2)	DQO (mg/l O2)	pH
< 50	< 50	< 150	Entre 6 y 9

El objetivo de calidad esperada para el año 2017 son: oxígeno disuelto mayor a 7.0 mg/l O₂, DBO menor a 5.0 mg/l O₂, SST menor a 50 mg/l y pH entre 6,5 y 9,0 (Evaluación del Recurso Hídrico – IDEAM).

2.4 Modelación en corrientes naturales

La implementación de modelos matemáticos se constituye en una herramienta fundamental para poder estimar el comportamiento de un contaminante que es vertido en un cuerpo de agua. Toda modelación debe estar enmarcada en un número finito de pasos ordenados, los cuales permiten dicha modelación mediante una serie lógica, secuencial, de acciones encaminadas hacia la búsqueda de un resultado con la calidad esperada.

Se hace necesario conocer y clasificar los diferentes modelos de calidad de agua existentes de acuerdo a sus características, entre ellas podemos ver (Lozano & Peña, 2003).

- Tipo de procesos: físicos, químicos, biológicos
- Tipo de método de solución: métodos empíricos, soluciones aproximadas, análisis simplificado, modelos matemáticos con diferencias finitas.
- Tipo de cuerpo de agua: Río, lago, reservorio.
- Dimensión: 1, 2 o 3 dimensiones.
- Estado: Estacionario, dinámico, cuasi-dinámico.
- Tipo de transporte: Advección, dispersión, intercambio béntico.
- Tipo de cuenca: Urbanas, no urbanas.

Comúnmente, la selección del modelo a implementar depende de la disponibilidad de información con que se cuenta, el propósito de la modelación y los procesos a modelar. Esta

condición implica que no siempre un modelo puede aplicarse en el estudio de la calidad del agua en una corriente en particular.

El proceso general de simulación de una corriente hídrica superficial (Figura 1) inicia con la identificación de las necesidades de la corriente a modelar y sigue con la etapa de selección del modelo. En esta etapa se puede elegir uno de los modelos existentes o se puede desarrollar uno nuevo. Posteriormente se inician las etapas de aplicación, calibración y confirmación del modelo, las cuales permitirán finalmente predecir la calidad del agua de la corriente y tomar las medidas pertinentes, contando con una herramienta de planificación futura.

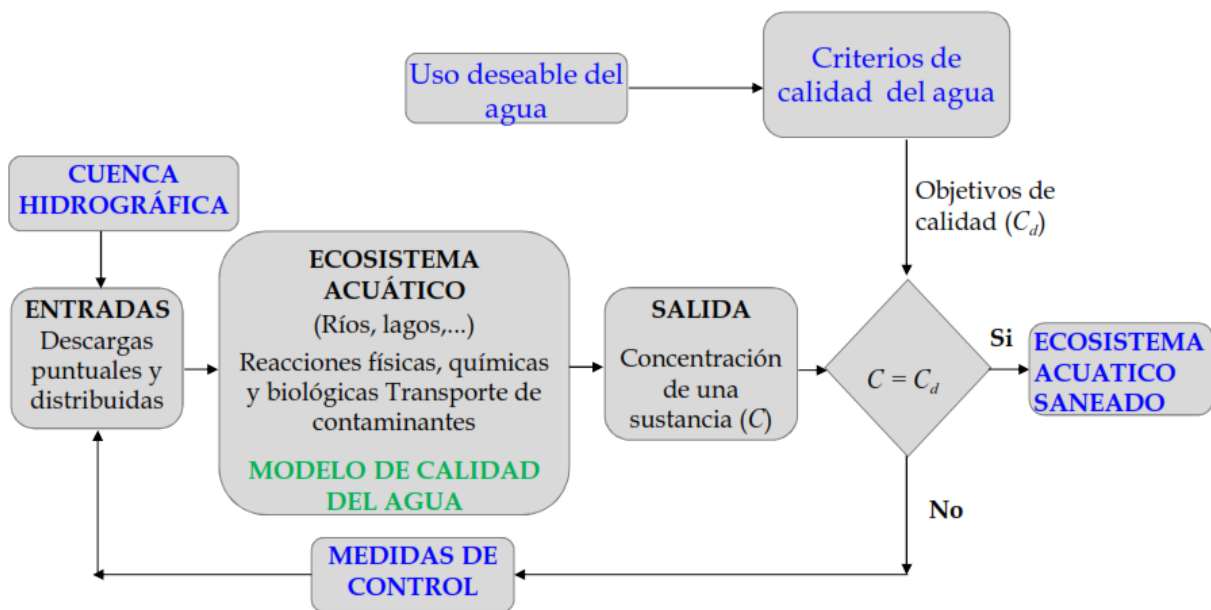


Figura 1. Diagrama de flujo de modelación de calidad de agua

Generalmente la modelación de la calidad del agua es precedida de una modelación hidrodinámica, que permite la estimación de características o parámetros hidráulicos, tales como: La velocidad, profundidad de flujo, velocidad de corte, coeficientes de dispersión etc., los cuales son básicos para la modelación de la calidad, dado que ésta depende de la hidrodinámica del flujo

y por lo tanto las ecuaciones de difusión y transporte de materia están asociadas a las de la hidrodinámica (Chapra, *Surface Water Quality Modeling*, 1997). Una vez concluida la modelación hidráulica, el proceso de modelación continúa con la estimación del contaminante o conjunto de contaminantes que son de interés para el modelador. Para la ejecución de este proceso, cuando se estudian corrientes naturales y en general en canales, se debe identificar y clasificar los tipos de sustancias a analizar, dependiendo si son o no conservativas (aquellos químicos o bioquímicamente reactivas). Entre las variables no conservativas que representan mayor interés para la calidad del agua en un río se pueden mencionar: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno lenta y rápida, fósforo inorgánico, fósforo orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nitrato, detritos, fitoplancton, algas de fondo, patógenos, temperatura.

Pero también se tienen los componentes conservativos, que no cambian o reaccionan en el proceso de modelación, entre ellos encontramos, sedimentos, sólidos disueltos, metales.

Cuando se estudia la calidad del agua, entre los componentes no conservativos, uno de los que representa mayor interés para su modelación dada la importancia que éste representa en cualquier hidrosistema es el Oxígeno Disuelto; su presencia o ausencia fue modelada por primera vez por Streeter y Phelps en 1925 (Chapra, *QUAL2K A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*, 2006). La concentración del oxígeno en un río está en función del tiempo y del espacio, y a su vez depende de una serie de parámetros y componentes presentes en la fuente que es analizada. Al igual que el oxígeno disuelto, la concentración de la mayoría de los componentes no conservativos está condicionada por una serie de parámetros y por la presencia de otros componentes, los cuales en ocasiones se constituyen en fuentes o sumideros del indicador analizado.

2.4.1 Modelos de calidad de agua. Uno de los objetivos primordiales al que se pretende llegar con la modelación de la calidad del agua es adquirir la habilidad para predecir con cierto grado de certeza la calidad del agua, en diferentes sectores a lo largo de un tramo de río. Existe un sin número de modelos matemáticos, desarrollados con la finalidad de estudiar el comportamiento de un determinado contaminante o un grupo de éstos a lo largo de una corriente natural. Comúnmente la selección del modelo a implementar depende de la disponibilidad de información con que se cuenta, el propósito de la modelación y los procesos a modelar; esta condición implica que no siempre un modelo puede aplicarse en el estudio de la calidad del agua en una corriente en particular. Entidades como la Agencia de Protección Ambiental (EPA), perteneciente al gobierno de los Estados Unidos ha desarrollado una serie de modelos matemáticos, mediante los cuales se puede estudiar el comportamiento de la calidad del agua en una fuente natural. Entre los modelos desarrollados por esta entidad se pueden mencionar: WASP (Water Quality Analysis Simulation Program), EPD-RIV1, QUAL2K, entre otros. Otras instituciones de reconocimiento internacional también se han preocupado por el estudio y desarrollo de este tipo de herramientas, tal es el caso del Instituto de Hidráulica Danés, (DHI por sus siglas en inglés: Danish Hydraulic Institute), quien en 1999 desarrolló el modelo MIKE11; en el DHI han desarrollado una familia de programas conocidos genéricamente con el nombre de MIKE. Otro modelo del cual se hace un breve recuento en el presente estudio es el BLTM por sus siglas en inglés (Branched Lagrangian Transport Model), desarrollado por el servicio geológico de los Estados Unidos (USGS). A continuación, se enuncia las principales características de estos modelos.

2.4.1.1 Modelo WASP. El modelo WASP facilita al usuario la interpretación y predicción de la calidad del agua y su respuesta ante un fenómeno natural o ante una condición de origen

antrópico. El WASP es un modelo que permite simular el comportamiento dinámico de un sistema acuático, incluyendo la columna de agua y los bentos. Este modelo permite analizar sistemas en 1, 2 y 3 dimensiones y para un variado número de contaminantes. En el modelo se considera la variabilidad temporal de los diferentes fenómenos o procesos analizados (advección, dispersión, cargas puntuales o difusas), condiciones presentes en las fronteras del modelo.

El WASP también considera los aspectos hidrodinámicos y el transporte de sedimentos que pueden ser aportados por afluentes al cuerpo de agua analizado, considera parámetros como las profundidades, velocidades, temperatura, salinidad y los flujos de los sedimentos.

2.4.1.2 Modelo EPD-RIV1. Es un conjunto de programas para la simulación unidimensional de las características hidrodinámicas y de calidad del agua; el modelo computacional está basado en el CE-QUAL-RIV1, modelo desarrollado por el cuerpo de ingenieros de los Estados Unidos de América, este sistema de modelación fue desarrollado por la EPA, en el departamento de recursos naturales de Georgia. El EPD-RIV1 está constituido por dos componentes básicos, uno se encarga de resolver la hidrodinámica del sistema, el cual se resuelve primero y un segundo componente que permite realizar la modelación de la calidad. La información hidrodinámica obtenida con la aplicación del modelo hidrodinámico es guardada en un archivo que posteriormente será usado en la modelación de la calidad. El modelo de calidad permite simular la interacción entre 16 variables de estado, entre las cuales se incluyen: temperatura del agua, especies de nitrógeno y fósforo, oxígeno disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), algas, etc. Adicionalmente el modelo permite simular los impactos que sobre el oxígeno disuelto y los ciclos de los nutrientes tienen las macrófitas. El modelo fue diseñado para la simulación de las características de las corrientes en

condiciones dinámicas, con el propósito de analizar las condiciones existentes y determinar la máxima carga total diaria en un determinado sector.

2.4.1.3 Modelo MIKE. Es una herramienta avanzada que permite la simulación de la calidad del agua y transporte de sedimentos en estuarios, ríos, sistemas de riego y canales entre otros. El MIKE 11 es un sistema dinámico unidimensional, de sencilla aplicación en sistemas con diferente grado de complejidad. Debido a su flexibilidad y velocidad, el MIKE 11 cuenta con un ambiente de trabajo bastante versátil para aplicaciones relacionadas con la ingeniería de diseño, estudio de recursos hídricos y planificación en general (Socadagui & Mendoza, 2006). El MIKE 11 está constituido por 5 módulos básicos: Hidrología, hidrodinámica, advección-dispersión y transporte de sedimentos cohesivos, calidad del agua y transporte de sedimentos no cohesivos.

El modelo de calidad permite la modelación de diferentes indicadores de la calidad del agua como son: algas, detritos, sedimentos cohesivos y no cohesivos, oxígeno disuelto, temperatura, nitrógeno entre otros; este modelo se aplica luego de realizada la modelación de la hidrodinámica del sistema en estudio.

2.4.1.4 BLTM. Este modelo fue desarrollado por el servicio geológico de los Estados Unidos, para simular la dispersión y reacciones químicas que presenta un constituyente de la calidad del agua, disueltos, a través de sistema (canal), el cual se considera de forma unidimensional (Jobson & Shoellhamer, 1987). El modelo puede ser aplicado en ríos y en estuarios en donde se considere que se presenta mezcla completa en la sección transversal.

El modelo BLTM resuelve las ecuaciones de advección-dispersión usando un marco de referencia Lagrangiano, el cual hace las evaluaciones en los diferentes nodos que conforman el

modelo discreto. El esquema de solución numérica que emplea este modelo minimiza la dispersión numérica (Jobson H. , 2001). El modelo simula el transporte usando segmentos de líneas, llamados "Branches", de allí su nombre, los cuales están conectados por uniones. El modelo es ideal para modelar sistemas en donde se presentan cambios de concentraciones o gradientes altamente variables.

2.4.1.5 Modelo QUAL El QUAL2K. Este modelo es llamado comúnmente Q2K, es un modelo para estimar la calidad del agua en ríos; dicho modelo es una versión moderna del QUAL2E, software desarrollado a mediados de los ochenta (Brown & Barnwell, 1987), como una versión actualizada de su antecesor, el modelo QUAL. Las versiones posteriores al modelo original, preservan rasgos comunes en los siguientes aspectos: El sistema es analizado unidimensionalmente, además considera que en el canal que se analiza el flujo es bien mezclado tanto lateral como verticalmente. El sistema puede estar constituido por un canal principal con ramificaciones o tributarios. Las condiciones hidráulicas se analizan en estado estático; el flujo se simula en condición estática no uniforme. La temperatura es simulada como una función de las condiciones meteorológicas. No obstante, a las modificaciones realizadas al modelo QUAL2, en las versiones más recientes, aún se conserva el motor de cálculo que se usa para la solución de las ecuaciones que permiten modelar la calidad del agua en los ríos. Las limitaciones de la formulación del QUAL2 se ponen en evidencia cuando se desea simular condiciones diferentes a las condiciones de flujo estático. Tal como todos los modelos, el QUAL incorpora ciertas simplificaciones y suposiciones. La ecuación básica resuelta por el QUAL2 es la ecuación unidimensional del transporte por advección -difusión, que está integrada numéricamente sobre el espacio y el tiempo para cada componente de la calidad del agua. Esta ecuación considera los

efectos asociados con los procesos de transporte advectivo y difusivo, las reacciones que se originan entre las diferentes sustancias a analizar y las fuentes o sumideros, producto de la interacción de una determinada sustancia con otras. La solución del sistema de ecuaciones resultantes en este modelo, se hace considerando las fuentes o sumideros internos como constantes en la formulación matemática del modelo. Estas relaciones entre variables, que son por lo general altamente no lineales, el QUAL2E las trata como constantes que contribuyen a forzar el sistema (Chapra, Surface Water Quality Modeling, 1997), lo que permite simplificar considerablemente la solución al sistema de ecuaciones.

El modelo QUAL, permite modelar más de 17 variables de estado entre las cuales se pueden mencionar: Oxígeno disuelto, DBO, Temperatura, conductividad, varias especies de nitrógeno y fósforo, pH, patógenos, fitoplancton entre otros. Los modelos antes mencionados no son ajenos a problemas comunes en la actual modelación estándar de la calidad del agua.

Existen problemas asociados a la formulación del modelo, esto es debido a las suposiciones o simplificaciones que están implícitas en la concepción de éste, por ejemplo, el QUAL2E y la mayoría de modelos de calidad del agua en ríos simplifican la realidad suponiendo que el flujo es unidimensional. Esta idealización implica que una emisión de un contaminante en el río se mezcla instantáneamente en toda la sección transversal del río, lo cual no es del todo cierto. Otros problemas en la modelación están asociados con la etapa de calibración del modelo, ya que ésta es una etapa clave para el uso apropiado de un modelo, particularmente para la simulación de escenarios. Son varios los aspectos que pueden dificultar la calibración apropiada de los parámetros de un modelo de calidad del agua en una corriente. En el caso de la modelación del oxígeno disuelto, un parámetro clave en el modelo es el coeficiente de re aireación, parámetro al cual las predicciones del modelo son altamente sensibles. Típicamente este parámetro se estima

en función de la temperatura y las características hidráulicas de la corriente analizada (profundidad y velocidad); sin embargo descargas asociadas con drenajes urbanos, sistemas de tratamiento combinados o fuentes no puntuales derivadas por eventos de lluvia pueden inducir cambios en el coeficiente de re aireación, lo que implica que estos valores obtenidos de la calibración no sean transferibles o representativos a otras condiciones (Shanahan & Hense, 1998). Otra de las dificultades que frecuentemente se presentan en nuestro medio durante el proceso de calibración de modelos de calidad es que no se cuenta con adecuado número de datos, que permitan una calibración y validación apropiada de los diferentes parámetros, los cuales se pueden considerar como las magnitudes encargadas de describir las características físicas y funcionales del sistema, en una modelación de la calidad del agua. Esto implica que para calibrar los parámetros del modelo QUAL2E, donde se presentan un número de constantes cercano a 50, se requeriría de por lo menos igual número de observaciones para poder estimar con cierto grado de certidumbre las constantes que caracterizan el sistema en estudio. Otros modelos como el QUAL2Kw, desarrollado por la universidad de Washington, para la calibración de sus parámetros hacen uso de una subrutina de optimización, basada en algoritmos genéticos para la calibración de las constantes.

De todos estos modelos el modelo **QUAL2K** es el modelo que vamos a escoger para la modelación del tramo del río, algunas ventajas que trae este modelo son:

- Corrige la tasa de descomposición de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas. Se considera que bajo estas condiciones la tasa de descomposición es igual a la tasa de re aireación superficial y el déficit de oxígeno existente iguala al oxígeno de saturación.
- Se corrige la tasa de nitrificación bajo niveles de oxígeno disueltos muy bajos en el agua.
- Modela completamente el crecimiento de plantas flotantes y de plantas radiculadas fijas, para ellos tiene en cuenta niveles de nutrientes, temperatura y la intensidad de la luz.

- Modelas procesos de interacción agua-sedimento en forma explícita.
- No hay limitaciones en la cantidad de tramos o sub tramos que deseen modelar (Brown & Barnwell, 1987).
- El modelo tiene mayor cantidad de relación posibles entre la fotosíntesis, demanda de oxígeno, salinidad, nitrificación, temperatura, demanda bioquímica de oxígeno, en este modelo se incorpora los coliformes como un factor no conservativo y asume que este factor es independiente de los demás factores,
- La temperatura del agua se modela usando los balances de calor en cada longitud. Se tienen en cuenta las entradas y las perdidas, así como el intercambio de calor entre la superficie y la atmosfera.

2.4.2 Descripción del modelo QUAL2Kw. El modelo de calidad del agua QUAL2K fue desarrollado para la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos por Chapra y Pelletier en el año 2003, posteriormente fue mejorado en el año 2008 y recibió por nombre QUAL2Kw. La nueva versión del modelo tiene la capacidad de simular una corriente principal y tres corrientes secundarias, las cuales pueden ser manejadas de manera independiente o integrarse a la corriente principal dependiendo de las necesidades del usuario.

El modelo se ejecuta en ambiente Windows mediante el lenguaje Visual Basic. La interface gráfica funciona bajo el software Excel, lo que hace el modelo muy amigable y de fácil uso; el modelo no presenta limitaciones en la especificación del número y longitud de tramos que pueda modelar, por lo cual se pueden incluir múltiple fuentes puntuales o dispersas según el tramo.

Este modelo es un modelo unidimensional en la dirección de flujo, esto es debido a que en la mayoría de los ríos las longitudes son mucho mayores a la profundidades y anchos, y se asume

que en el río todo se encuentra bien mezclado tanto vertical como horizontalmente; así mismo, el flujo del agua se simula en condiciones hidráulicas estables, es decir en condiciones de flujo permanente, simulando periodos de caudal y cargas constantes en el tiempo.

Con ayuda de este modelo se pueden simular vertimientos y extracciones tanto puntuales como dispersas.

Se debe tener en cuenta que en el modelo QUAL2Kw se usa dos formas de DBO carbonácea para representar el carbono orgánico. Estas formas son: la DBO de rápida oxidación (DBO fast) y la DBO de lenta oxidación (DBO slow). Adicionalmente, se simula la materia orgánica particulada (Detritus), este material de detritus está compuesto por partículas de carbón, nitrógeno y fósforo en una estequiometría fija.

Una de las consideraciones que se debe tener cuando se modela es la modelación del carbono de descomposición lenta o LOW-C y toma el valor de la Demanda Química de Oxígeno DQO total menos la DBO_5 o carbono de rápida descomposición FAST-C. La materia orgánica particulada se modela mediante la variable POM y es igual a la DBO_5 menos la DBO soluble.

Así mismo, los datos de calidad medidos en el campo, exigen que se ingresen valores para los parámetros de calidad y las constantes de degradación a 20°C, las constantes de corrección por temperatura, constantes estequiométricos y parámetros meteorológicos. Estos datos se calibran según los datos de campo que se obtengan.

Como se ha descrito, anteriormente, el modelo presenta características que le conceden muchas ventajas, sin embargo, la dirección general de calidad y evaluación ambiental describe algunas desventajas de este modelo:

- El modelo no es flexible, y se encuentra limitado en algunos parámetros que no pueden ser simulados. Entre ellos no se encuentra la modelación de la degradación de hidrocarburos, y los vertimientos derivados del petróleo no pueden modelarse.
- El modelo es unidimensional por lo que se asume que el río tiene una mezcla perfecta lateral y vertical, pero es una consideración poco razonable pues algunos ríos no son particularmente anchos, profundos o tienen un movimiento lento, por lo que se debe considerarse un modelo bidimensional.

Para esquematizar un modelo matemático usando QUAL2Kw en corrientes superficiales, se analizarán las condiciones hidrogeométricas y la definición de las fronteras internas y externas. Las fronteras externas corresponden a las estaciones de monitores ubicada río arriba y bajo, mientras que los tramos entre ellos son las fronteras internas y corresponden a la información de ríos tributarios, extracciones y vertimientos para los cuales se dispone de información de caudal y calidad del agua. En la figura 2 se observa el esquema general del modelo con sus fronteras externas e internas.

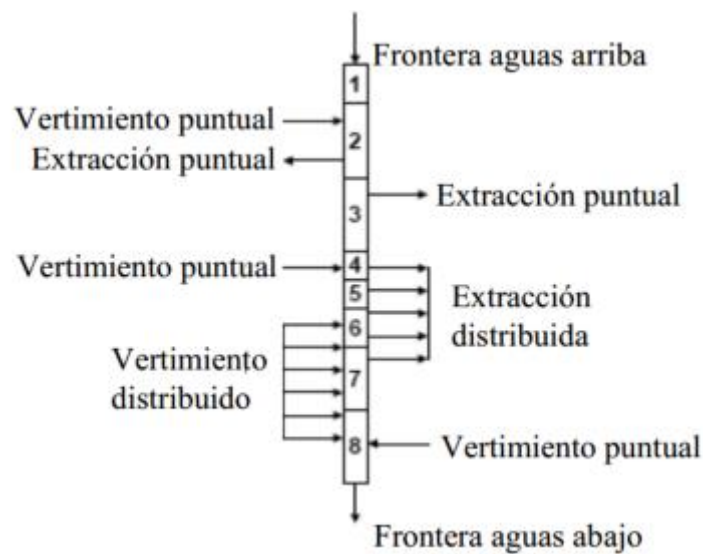


Figura 2. Esquema general del modelo según sus fronteras externas e internas

En el modelo QUAL2Kw el tramo de la corriente estudiada se divide en una sucesión de pequeños subtramos o elementos computacionales que operan como reactores completamente mezclados. Para cada elemento computacional se realiza un balance hidrológico en términos del caudal, un balance térmico en términos de la temperatura y un balance de masa en términos de la concentración de cada compuesto. Se tienen en cuenta procesos de transporte (advección y dispersión), fuentes externas (descarga de agua residual o extracciones de agua) y fuentes internas (demanda béntica o transformaciones bioquímicas). Las ecuaciones de balance resultante se resuelven para el caso de flujo permanente con un método clásico de diferencias finitas implícito. Los resultados finales se traducen en curvas que muestran la variación de los parámetros modelados a lo largo de la corriente.

2.4.3 Balance de flujo. Como este modelo trabaja en régimen estacionario, y cada uno de los flujos que entran son iguales a los que salen, así mismo los elementos de análisis computacionales son constantes a través del tiempo, se representa con la ecuación 1 y el esquema del balance de flujo se puede ver en la figura 3.

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{ab,i}$$

Donde

Q_i : caudal de salida del elemento computacional.

Q_{i-1} : caudal de entrada del elemento de entrada computacional.

$Q_{in,i}$: caudal neto de entrada lateral por fuentes puntuales y difusas.

$Q_{ab,i}$: caudal neto de salida lateral por fuentes puntuales y difusas.

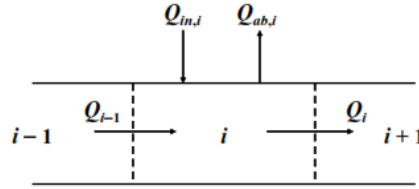


Figura 3. Balance de flujo

2.4.4 Balance Térmico. El balance de energía en cada uno de los elementos que conforman el sistema es función de la transferencia de calor de los elementos adyacentes, de la transferencia de calor entre los sedimentos, el agua y la atmósfera, de las entradas y salidas externas al sistema. El esquema del balance de temperatura se puede ver en la figura 4 (Chapra & Pelletier, QUAL, 2006).

$$0 = \frac{Q_{i-1}}{V_i} T_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} T_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} T_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (T_{i-1} - T_i) + \frac{E_i}{V_i} (T_{i+1} - T_i) + \frac{W_{h,i}}{\rho_w * C_{pw} * V_i} \left(\frac{m}{100cm} \right) + \frac{J_{s,i}}{\rho_w * C_{pw} * H_i} \left(\frac{m}{100cm} \right)$$

Donde:

T_i : Es la temperatura en el elemento i.

E_i : Es el coeficiente de dispersión del volumen entre los elementos i e i+1.

$W_{h,i}$: carga neta de calor de fuentes puntuales y no puntuales en el elemento i.

ρ_w : densidad del agua.

C_{pw} : calor específico del agua.

$J_{s,i}$: flujo de calor entre agua y sedimentos.

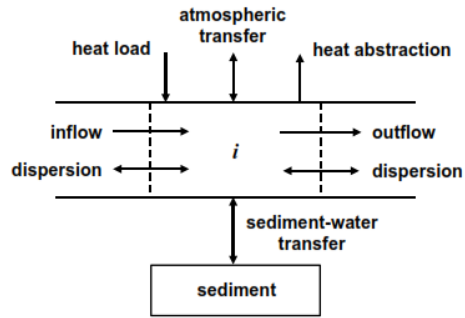


Figura 4. Balance de energía

2.4.5 Balance de masa. Cuando se estudia la concentración de un determinado componente de la calidad del agua con otras sustancias presentes en el agua se observa, que en múltiples ocasiones esa interrelación (fuentes o sumideros), entre las diferentes variables se presenta como funciones no lineales de las concentraciones de los contaminantes (Chapra, Surface Water Quality Modeling, 1997)

Para sistemas unidimensionales se tiene la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_c * E \frac{\partial c}{\partial x} \right)}{A_c * \partial x} - \frac{\partial (A_c * U)}{A_c * \partial x} + r c + \frac{W}{V} \quad (1)$$

Donde

c Es la concentración de la variable analizada (mg/L).

A_c Es el área de la sección transversal del río, para el elemento analizado (m^2).

E Es el coeficiente de dispersión longitudinal para el elemento analizado (m^2/s).

U Es la velocidad media del flujo en el elemento (m/s).

W Representa las cargas externas del constituyente analizado, que ingresan al sistema (mg/s).

V Representa el volumen del elemento analizado (m^3).

Rc Representa el crecimiento de carga sobre el sistema analizado.

En esta ecuación, el primer término del lado derecho de la igualdad corresponde al transporte dispersivo, el segundo corresponde al advectivo, la cinética del modelo está representada por las reacciones de primer orden, las cuales son linealmente dependientes de la concentración y denota las fuentes y sumideros internos. El último componente de la ecuación representa las fuentes o sumideros externos al sistema analizado.

Usualmente, en la modelación de corrientes naturales el tramo o tramos a modelar se suelen discretizar en una serie de elementos, de longitud, área transversal y características hidráulicas uniformes, en la figura 5, se muestra una representación gráfica de la generalización del esquema:

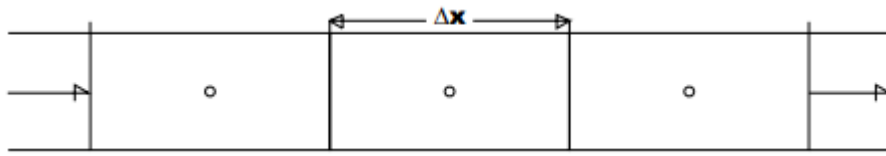


Figura 5. Idealización de una corriente a modelar

Dentro de la idealización, se obtiene un número de ecuaciones no lineales difíciles de resolver analíticamente, para ello existen métodos numéricos para la solución de estos sistemas.

$$\frac{dC_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} C_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} C_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} C_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (C_{i-1} - C_i) + \frac{E_i}{V_i} (C_{i+1} - C_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i$$

Donde

C_i : concentración

Q_i : flujo en el i-esimo segmento

$Q_{ab,i}$: salida en el elemento i debido a extracciones puntuales o difusas.

V_i : volumen incremental

t : tiempo

S_i : fuentes

Algunas de las herramientas de modelación, empleadas para simular los componentes de la calidad del agua, la solución del sistema de ecuaciones resultantes la hacen de forma desacoplada, ya que las relaciones no lineales que se presentan entre los diferentes componentes son tratadas como constantes, las cuales se pasan a forzar el sistema (Chapra, Surface Water Quality Modeling, 1997), esta consideración implica una simplificación en la solución del modelo, ya que se desacoplan del sistema las relaciones no lineales existentes.

Comúnmente las técnicas numéricas utilizadas son los métodos de gradiente, Newton Rapshon, gradiente, gradiente conjugado, etc. Adicional a las metodologías convencionales, anteriormente citadas, para la solución del sistema pueden aplicarse otras metodologías.

Otro tipo de metodologías usadas son los algoritmos genéticos que surgen en 1970, impulsados por John Henry Holland, como una de las líneas más prometedoras dentro de las herramientas de la inteligencia artificial (IA), que le ha legado la inteligencia artificial a científicos e ingenieros de otras áreas (Olarde, 2003).

Estos algoritmos genéticos constituyen una técnica de optimización, que permiten encontrar un conjunto de patrones, definidos en un dominio de búsqueda, los cuales garantizan un mínimo o máximo (dependiendo de lo deseado), para una determinada función objetivo. Con la aplicación de los AG para resolver un determinado problema de optimización, no importa cuál sea la función objetivo empleada, ya que estos se basan en la evaluación simple de la función.

Modelos como el QUAL2Kw ha acoplado un algoritmo genético denominado PICAIA GA, para la optimización de los parámetros del modelo. Este algoritmo permite maximizar la función objetivo; el código original de este algoritmo fue originalmente desarrollado en Fortran 77 (Charbonneau & Knapp, 1995) y fue pasado a Visual Basic para acoplarlo con el QUAL2Kw.

2.4.6 Definición de modelos. Habiéndose definido el objeto a modelar e identificado el hidrosistema de interés, se procede a realizar las simplificaciones de la realidad compleja que se desea modelar, siempre y cuando se conserven los aspectos esenciales del sistema en estudio, abstrayendo las características principales de la realidad compleja que se desea modelar.

En el caso de un río, este sistema continuo se discretiza en un conjunto finito de elementos, con características hidráulicas homogéneas. Otro aspecto relevante en la implementación del modelo conceptual es la selección de los indicadores de calidad que son claves en el proceso de modelación. En la modelación de la calidad del agua en corrientes naturales y en general en canales, se debe identificar y clasificar los tipos de sustancias a analizar, dependiendo si son o no conservativas. Entre las variables no conservativas que se pretende analizar son:

Tabla 4.

Parámetros para la modelación de calidad de agua

Símbolo	Variables de estado	Und
O	Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L
L _s	DBO Lenta	mgO ₂ /L
L _r	DBO Rápida	mgO ₂ /L
Fi	Fósforo Inorgánico	μgP/L
Π _a	Nitrógeno Amoniacal	μgN/L
Π _n	Nitrógeno (Nitrato)	μgN/L
Π _o	Nitrógeno Orgánico	μgN/L
M _o	Detritos	mgS/L
K	Fitoplancton	μgA/L
A _b	Biomasa de las Algas de Fondo	mgA/m ²
IN _b	Nitrógeno de las Algas de Fondo	mgN/m ²
IP _b	Fósforo de las Algas de Fondo	mgP/m ²
F _o	Fósforo Orgánico	μgP/L
S _s	Sólidos Inorgánicos Suspendidos	mgS/L
Pat	Patógenos	cfu/100mL
T	Temperatura	°C

Para evaluar la variación de la concentración de un determinado contaminante en condiciones dinámicas se usa la ecuación (2) que es una ecuación unidimensional del transporte por advección-difusión, integrada numéricamente en el espacio y en el tiempo.

Durante la simulación el tramo o tramos de río a modelar se discretizan en elementos con características hidráulicas homogéneas. La longitud de los diferentes elementos debe ser aquella que permite cumplir con el criterio de estabilidad de Péclet, el cual es importante al momento de solucionar ecuaciones diferenciales parciales, en situaciones donde se presentan problemas relacionados con Advección-Difusión, sobre todo en casos donde el transporte advectivo es dominante (Rosas & Herrera, 2007).

$$P = \frac{v * \Delta x}{2 * E}$$

Donde

P Es el número del Péclet, estimado para el elemento.

v Es la velocidad del flujo en el elemento (m/s).

Δx Es la longitud del elemento (m).

E Es la dispersión teórica estimada en el elemento (m²/s).

Una de las suposiciones del modelo es que en la sección transversal del río se presenta una mezcla completa, esto permite la aproximación del modelo a un reactor de flujo Mixto (MFR), el número de Péclet es menor o igual que 10 (Chapra, Surface Water Quality Modeling, 1997), debido a que la modelación está influenciada por el transporte advectivo y difusivo.

La dispersión teórica en la modelación se obtiene a partir de la ecuación de Fischer (Fisher, List, Koh, & Brooks, 1979).

$$E_{p,i} = 0,011 * \frac{v_i^2 * B_i^2}{H_i * \sqrt{g * H_i * S_i}}$$

Donde

v Es la velocidad del flujo (m/s).

B es el ancho superficial (m).

H Es la profundidad del flujo (m).

g Gravedad (m/s^2).

S Pendiente media del canal (m/m).

Las relaciones entre las variables de estado se determinaron a partir de analizar la cinética a la que se exponen los indicadores ya sean reacciones o fuentes y/o sumideros internos. La modelación de las todas las variables de estado dependen de los términos de transporte (advectivo y difusivo), a excepción de la modelación de los componentes asociados con las algas de fondo, estas variables sólo consideran las reacciones de primer orden, fuentes y/o sumideros internos; las cargas externas tampoco son consideradas cuando se modelan estos indicadores. Para la modelación de la concentración de los componentes que, citados anteriormente, sólo se consideran las reacciones de primer orden y las fuentes y/o sumideros internos.

Los diferentes modelos a usar en la simulación de calidad se pueden expresar en, modelos de temperatura, donde se analizan los procesos u las interrelaciones en la figura y 6 se muestran el intercambio de calor generado en el sistema a analizar:

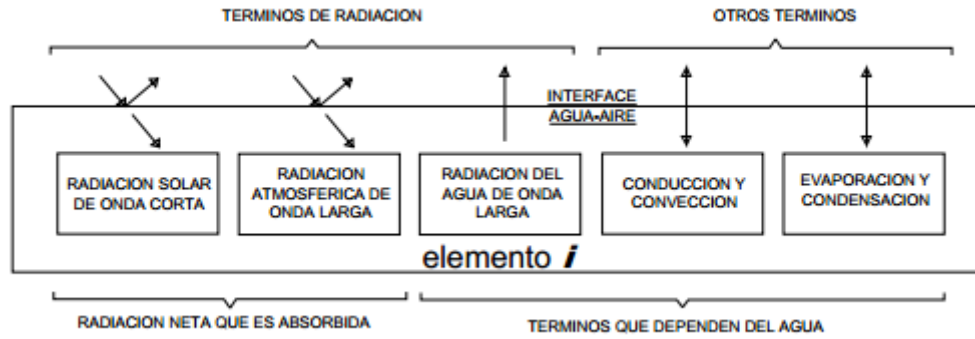


Figura 6. Intercambio de calor en una superficie de agua

2.4.6.1 Modelos de sólidos suspendido inorgánicos S_s :

$$0 = \frac{Q_{i-1}}{V_i} S_{s_{i-1}} - \frac{Q_i}{V_i} S_{s_i} - \frac{Q_{out,i}}{V_i} S_{s_i} + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (S_{s_{i-1}} - S_{s_i}) + \frac{E'_i}{V_i} (S_{s_{i+1}} - S_{s_i}) + \frac{W_i}{V_i} + S_{ssi}$$

Donde S_s es la concentración de los sólidos suspendidos inorgánicos en el elemento i del hidrosistema modelado, W es la carga externa del constituyente de interés en el elemento modelado.

La cinética del proceso está representada por el término S_{ssi} el cual agrupa las reacciones de primer orden y las fuentes y/o sumideros internos del componente analizado.

2.4.6.2 Modelos de oxígeno disuelto (O). La modelación del oxígeno disuelto (O) al igual que la mayoría de los componentes que simulan en el presente proyecto, está basada en la ecuación unidimensional del transporte por advección-difusión, integrada numéricamente en el espacio, para condiciones estáticas.

$$0 = \frac{Q_{i-1}}{V_i} O_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} O_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} O_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (O_{i-1} - O_i) + \frac{E'_i}{V_i} (O_{i+1} - O_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_{oi}$$

En la modelación del oxígeno disuelto (O), este componente se incrementa debido al proceso de fotosíntesis de las plantas, biomasa de las algas de fondo (A) y el fitoplancton (K). Así mismo,

la concentración del oxígeno decrece debido al proceso de oxidación de la DBO rápida (L) por la respiración de las plantas y por los procesos de nitrificación. La re aireación debido a las condiciones hidráulicas del sistema que se está modelando, puede aportar o consumir oxígeno dependiendo si el oxígeno presente es inferior o superior al oxígeno de saturación respectivamente (Chapra, QUAL2K A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, 2006). La modelación de estas variables está expresada en los diferentes programas de simulación, con el fin de ahorrar tiempo en los cálculos.

2.4.6.3 Modelo de DBO Lenta (L_s). La ecuación empleada para la modelación de la DBO lenta (L) se basa en la aplicación de la ecuación unidimensional de transporte advección y difusión, para condiciones estática; adicionalmente se consideran los efectos de las cargas externas y las fuentes y sumideros internos al sistema.

$$0 = \frac{Q_{i-1}}{V_i} L_{S_{i-1}} - \frac{Q_i}{V_i} L_{S_i} - \frac{Q_{out,i}}{V_i} L_{S_i} + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (L_{S_{i-1}} - L_{S_i}) + \frac{E'_i}{V_i} (L_{S_{i+1}} - L_{S_i}) + \frac{W_i}{V_i} + S_{L_{S_i}}$$

Donde S_{L_s} representa las reacciones cinéticas que afectan la DBO Lenta, estas reacciones se estiman usando:

$$S_{L_{S_i}} = (1 - F_f) \cdot r_{od} \cdot DetrDiss - SlowCHydr - SlowCOxid$$

Donde DetrDiss es la tasa de disolución de los detritos (mo), SlowCHydr y SlowCOxid representan el consumo de la DBO por efecto del hidrólisis y la oxidación. Estos componentes se estiman con las siguientes expresiones:

$$DetrDiss = k_{dt}(T) \cdot m_o$$

$$SlowCHydr = k_{hc}(T) \cdot L_s$$

$$SlowCOxid = F_{oxc} \cdot k_{dLS}(T) \cdot L_s$$

Donde $k_d t$ representa la tasa de disolución de los detritos en función de la temperatura y $k_h c$ y $k_d l_s$ son las tasas de hidrólisis y de oxidación de la DBO.

2.4.6.4 Modelo de DBO rápida. La modelación de la DBO rápida (L_f), al igual que para las variables antecedentes, se usa la expresión unidimensional de transporte, escrita en diferencias finitas, para condiciones estáticas

$$0 = \frac{Q_{i-1}}{V_i} L_{f,i-1} - \frac{Q_i}{V_i} L_{f,i} - \frac{Q_{out,i}}{V_i} L_{f,i} + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (L_{f,i-1} - L_{f,i}) + \frac{E'_i}{V_i} (L_{f,i+1} - L_{f,i}) + \frac{W_i}{V_i} + S_{L_{f,i}}$$

El término que agrupa los efectos por reacciones, fuentes y sumideros se estima con la siguiente:

$$S_{L_{f,i}} = F_f \cdot r_{od} \cdot DetrDiss + SlowCHydr - FastCOxid - r_{ondn} \cdot Denitr$$

Donde r_{ondn} es la relación entre pérdidas de oxígeno equivalente por nitrógeno nitrato, $DetrDiss$ es la tasa de disolución de los detritos.

Otros modelos que determinan la calidad de agua son de Fosforo inorgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nitrato, nitrógeno orgánico, detritos, fitoplancton, fosforo, fosforo orgánico y patógenos.

2.5 Localización del Río de Oro

En el objeto de estudio se analizará un tramo del río de oro, ubicado alrededor de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR El Santuario, La Subcuenca Río de Oro forma parte de la Cuenca Superior del Río Lebrija y está conformada por las microcuencas Oro Alto, Oro Medio, Río Frío, Río Lato y Oro Bajo. El área de la sub cuenca es de 56.942 Hectáreas y hace parte de la zona hidrográfica del Magdalena Medio. Se localiza dentro de la Cuenca del Río Lebrija,

identificada por el HIMAT (hoy IDEAM) con el código 2319. Altitudinalmente la subcuenca se encuentra en el corredor de alta montaña de la cordillera oriental, entre los 900 msnm y los 3500 msnm, administrativamente hacen parte de ella cinco Municipios: Bucaramanga, Floridablanca, Girón, Piedecuesta y Tona.

La subcuenca del Río de Oro, está identificada con el código 2319-9 y se subdivide en cinco microcuencas (ver figura 7) para su manejo y administración por la CDMB, así:

- Microcuenca Oro Alto código 2319-9-5
- Microcuenca Oro Medio código 2319-9-3
- Microcuenca Oro Bajo código 2319-9-1
- Microcuenca Río Lato código 2319-9-4
- Microcuenca Río Frío código 2319-9-2

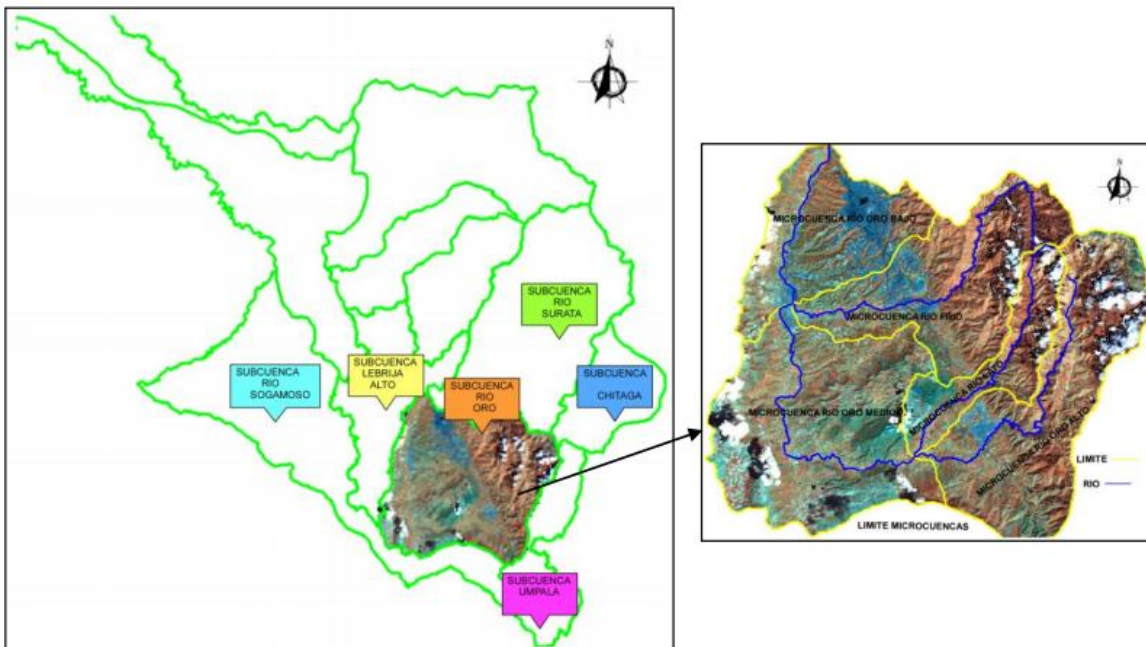


Figura 7. Localización de la Subcuenca Rio de Oro CDMB Adaptado de: Sistema de información (SIA), SIG – CDMD

La Subcuenca Río de Oro limita al Norte con la Subcuenca Río Suratá y con la Subcuenca Lebrija alto (Microcuenca El Aburrido), al Oriente con la Subcuenca Río Umpalá (compartida con la CAS), al occidente con la Subcuenca Lebrija alto (Microcuenca Angula – Lajas) y al Sur con la Subcuenca Sogamoso Alto.

La subcuenca del Río de Oro se constituye en el área de mayor oferta de recursos y servicios ambientales para el Área Metropolitana de Bucaramanga, particularmente en lo que tiene que ver con abastecimiento de agua potable para los municipios de Piedecuesta y Floridablanca y despensa de productos agrícolas y pecuarios del área metropolitana. De otra forma, debido a los variados contrastes geomorfológicos del territorio, la Subcuenca del Río de Oro se constituye en el principal escenario turístico y de recreación de sus habitantes, los cuales constituyen más del 40% de la población total del departamento (CDMB, 2012)

La Subcuenca Río de Oro presenta precipitación media anual promedio entre 900 y 1.500mm, en general la subcuenca es de régimen bimodal: el primero de diciembre a inicios de marzo y el segundo, de julio a la primera mitad de septiembre. El mes más lluvioso del año es octubre. El mes más seco del año es diciembre.

Según datos analizados en la Estación CO Llano Grande, la humedad relativa promedio para la microcuenca Oro Medio es de 78%, con una oscilación promedio entre 76% y 79%.

En la Subcuenca las Zonas de Vida comprenden el Páramo húmedo, Bosque muy Húmedo alto andino, Bosque Húmedo Andino, Bosque Húmedo Subandino, Bosque seco Subandino y el bosque Seco Basal – Tropical, las cuales se localizan desde la parte alta de páramo en los Municipios de Tona, hasta la parte baja en los Municipios de Girón y Bucaramanga. En esta zona se presentan todos los pisos térmicos desde el Cálido, el Medio, Frío y Páramo. La temperatura mínima promedio determinada se obtuvo en la zona de Páramo estación CO el Rasgón con 8.3°C,

con temperatura media promedio de 16.8°C y la máxima promedio en la estación CO Llano grande con 27.3°C, con temperatura media promedio de 24.9 °C.

En la siguiente tabla se muestra la cobertura y uso de las tierras alrededor del río de oro ver tabla 5

Tabla 5.

Usos de los terrenos alrededor del río de Oro

COBERTURA Y USOS ACTUAL DE LAS TIERRAS	Oro	Oro	Río	Río	Oro	TOTAL
	Bajo	Medio	Frio	Lato	Alto	
BOSQUES Y VEGETACION	Has	Has	Has	Has	Has	Has
Bosque Natural Secundario	968,3	785,9	3725,8	2528,8	8052,3	16061,7
Rastrojos	670,4	2047,6	892,7	53,8	628,2	4292,7
Bosque plantado	0,0	0,0	315,3	17,0	43,0	375,3
Matorral	0,0	4629,7	0,0	0,0	0,0	4629,7
Pajonales	0,0	1184,1	5,7	948,1	0,0	2137,9
Vegetación especial Páramo	0,0	0,0	0,0	0,0	318,7	318,7
TIERRAS AGROPECUARIAS						
Cultivos Permanentes-citricos	0,0	111,0	0,0	0,0	0,0	111,0
Cultivos Semipermanentes (piña)	22,0	287,7	0,0	0,0	0,0	309,7
Cultivos Semipermanentes (mora, otros)	0,0	3028,6	24,7	153,6	441,3	3648,2
Potreros abiertos	254,1	895,0	174,9	549,4	2581,2	4454,6
Cultivos Mixtos	453,0	2108,1	1616,6	744,7	1629,0	6517,8
Tierras Agropecuaria Mixtas: Cultivos-Potreros-Rastrojos	254,1	1327	186,4	38,5	49,5	1872,9
TIERRAS AGROFORESTALES						
Silvoagícola (café sombrío)	0,0	0,0	45,4	0,0	0,0	45,4
Silvoagícola (caña, caracolí)	0,0	10,4	13,8	104,0	105,6	233,8
TIERRAS ERIALES						
Suelos erosionados	0,0	12,8	4,4	8,8	16,2	42,2
Material de arrastre	21,2	0,0	0,0	0,0	0,0	21,2
AREAS PROTEGIDAS						
DMI de Bucaramanga	3136,8		1936,5	0,0	0,0	5073,3
Suelos Suburbanos						
Zona suburb+Inf.Rur.Nucleada	0,0	104,7	0,0	0,0	0,0	104,7
Suelos Urbanos						
Zona Urbana y de expansión urb.	3075,5	319,9	2853,1	0,0	443,4	6691,9
TOTALES	8.873	16.853	11.795	5.112	14.309	56.942

2.5.1 Distribución en las veredas. La Subcuenca Río de Oro tiene en total de 85 veredas las cuales se distribuyen así: Microcuenca Río Frío 23 veredas localizadas en los Municipios de Bucaramanga, Floridablanca, Tona, Piedecuesta y Girón; Microcuenca Río Lato 11 veredas, en los municipios de Piedecuesta y Floridablanca; Microcuenca Oro alto 25 veredas, en los Municipios de Piedecuesta y Tona; Microcuenca Oro Medio 19 veredas en los Municipios de Piedecuesta y Girón y la Microcuenca Oro Bajo con 7 veredas, en los Municipios de Bucaramanga y Girón.

2.5.2 Población. La población de la Subcuenca Río de Oro es de 27.219 habitantes distribuidos en las cinco Microcuencas así: Río Frío 7.557 habitantes, Río Lato 1.101 habitantes, Oro Alto 7.176 habitantes, Oro Medio 9.467 habitantes y Oro Bajo 1.918 habitantes. En el total de población se considera la población rural, sin tener en cuenta la población de las áreas Urbanas de los Municipios del Área Metropolitana de Bucaramanga (CDMB, 2012).

2.5.3 Uso del recurso. En la Subcuenca las tierras de producción representan el 23% con 13.130 hectáreas, predominando los usos potenciales en suelos de Protección de los recursos naturales con 37.015 hectáreas que representan el 65% en Bosque Protector y tierras de Protección Absoluta. Las áreas urbanas de los Municipios de Bucaramanga, Floridablanca, Girón y Piedecuesta con 6.797 hectáreas completan el total del área de la Subcuenca Río de Oro con 56.942 hectáreas (CDMB, 2012).

2.6 Implementación del modelo QUAL2Kw

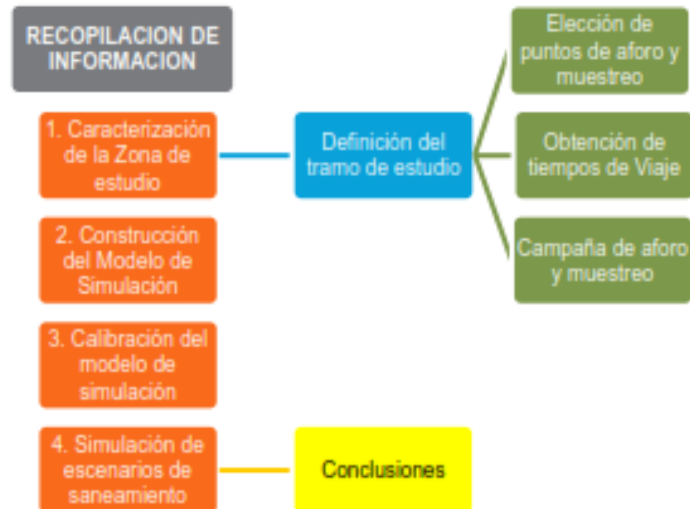


Figura 8. Diagrama de flujo para implementar un modelo de calidad de agua

Inicialmente se realizó la recopilación de información cartográfica con el fin de localizar la corriente principal junto a sus tributarios. A su vez, se evaluaron las diferentes estaciones a monitorear seleccionadas de acuerdo a su importancia geográfica y usos actuales (vertimientos). Posteriormente, se georreferenciaron los puntos o secciones ya escogidos, para así determinar los tiempos de viaje de la masa de agua, cuyo fin es establecer un horario en la toma de muestras de calidad y cantidad sobre el tramo objeto de evaluación.

Definido el tramo, las secciones y los valores fisicoquímicos e hidrológicos a modelar, se construye el modelo de simulación teniéndose como objetivo, la identificación del comportamiento de los parámetros a modelar mediante el software QUAL2Kw. Para el presente estudio, se realizó una campaña de aforo y muestreo el día 30 de noviembre del 2016, esperando que esta información simule el comportamiento usual de la corriente hídrica bajo condiciones de

caudales medios a bajos, sin presencia de lluvias que modifiquen el estado del líquido en su trayectoria.

2.6.1 Metodología del muestreo. Se conformó un grupo de 5 personas integrada por personal de la CDMB. Se utilizó un medido de múltiples parámetros, teniendo lecturas de conductividad, pH, temperatura del agua y aire. Las muestras se preservaron y la entidad se encargó de la toma y manipulación de ellas, así mismo se midió la profundidad de cada pozo muestreado y el caudal con la ayuda de un molinete.

La metodología consistió en el monitoreo y realización de aforos, mediciones de parámetros de campo y la toma de muestras para análisis de laboratorio.

Se tomaron muestras en el mes de agosto del 2016 y en el mes de diciembre del mismo año. En total fueron 6 lugares de aforos.

En el mes de agosto se hizo el análisis de la influencia del vertimiento de la PTAR El Santuario sobre la quebrada Villa Paulina, tomando datos en tres puntos mostrados en la figura 8, aguas arriba villa paulina, aguas abajo villa paulina y PTAR EL Santuario.



Figura 9. Lugar de aforo mes de agosto

Para el aforo del mes de diciembre de tomaron igualmente tres aforos, como se muestra en la figura 9, malpaso, villa paulina y rio de oro.

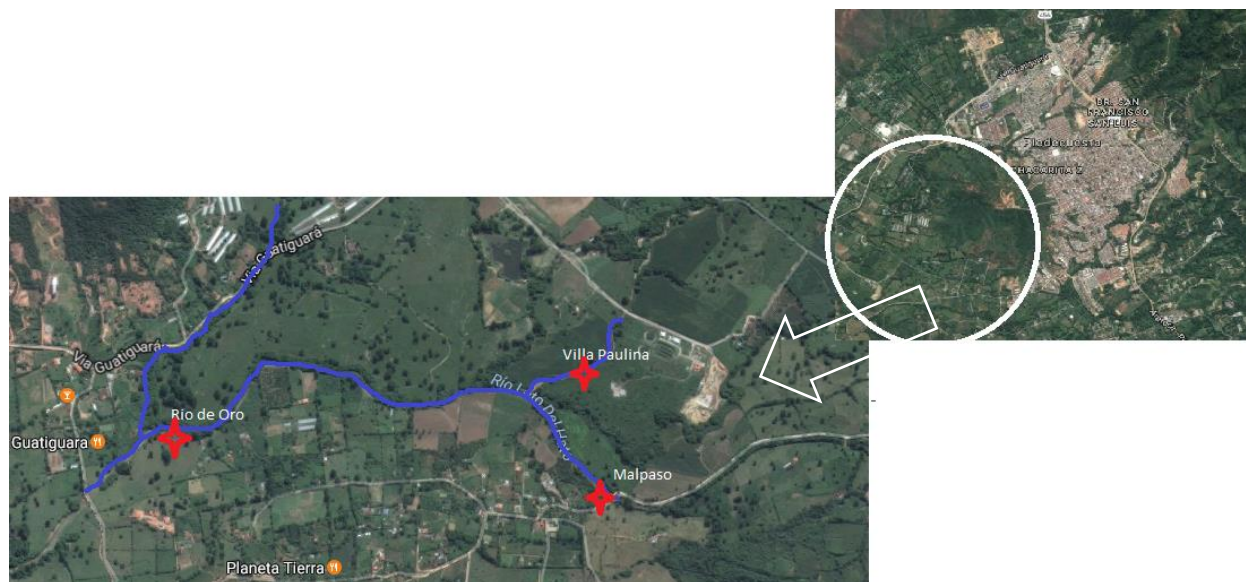


Figura 10. Aforo mes de diciembre

2.6.1.1 Metodología de muestreo. Se realizó la medición de los siguientes parámetros de campo y el análisis en el laboratorio de los siguientes determinantes de calidad de agua a partir de las muestras tomadas:

Parámetros medidos en el campo: temperatura del agua, temperatura del aire, conductividad, caudal, profundidad, pH.

Parámetros analizados en laboratorio de aguas y suelos del centro de estudios e investigaciones ambientales CEIAM - UIS: DBO₅, DQO, sólidos suspendidos totales, sólidos totales, sólidos sedimentables, fósforo total, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total kjeldahl, nitratos, nitritos, turbiedad, dureza total, alcalinidad total, coliformes totales y coliformes fecales.

En la tabla 7 y 8 se muestran los resultados de los análisis realizados sobre las muestras tomadas durante la campaña de monitoreo.

Tabla 6.

Resultados monitoreo agosto

Parámetro	Unidad	Aguas arriba villa paulina	Aguas abajo villa paulina	Salida PTAR EL Santuario
Medición en campo				
Temperatura	C	21	22	22
pH	unidades	7,2	7,33	7,5
Conductividad	mS/C	790	270	547
Solidos sedimentables	ppm	6768	5432	3442
Caudal	m3/s	0,684	0,924	0,24
Análisis de laboratorio				
DBO5	mg/L O2	21	287	8
DQO	mg/L O2	7,9	631	68
SST	mg/L	790	300	58
ST	mg/L	6768	704	188
SS	mg/L	0,924	4	0,5
Fósforo Total	mg P/L	21	6,12	0,624
Nitrógeno Amoniacal	mg/L N-NH3	7,9	49,8	2,7
Nitrógeno total kjeldahl	mg N/L	790	61,8	7,03
Nitratos	mgNO-3 N/L	6768	<0,1	0,13
Nitritos	mgNO-2 N/L	0,924	0,0017	0,457
Turbiedad	NTU	21	183	46
Dureza Total	mg/LCaCO3	7,9	84,2	55
Alcalinidad Total	mg/LCaCO3	790	173	70
Coliformes Totales	NMP/100ml	6768	8,16E+07	1,05E+07
Coliformes fecales	NMP/100ml	0,924	2,49E+07	1,99E+07

Tabla 7.

Resultados monitoreo diciembre

Parámetro	Unidad	Villa Paulina	Mal paso	Rio de oro
Medición en campo				
Temperatura	C	15	16	15
pH	unidades	6,8	7,33	7,5
Conductividad	mS/C	566	456	709
Solidos sedimentables	ppm	5679	5432	3442
Caudal	m ³ /s	1,1	0,924	2,2
Análisis de laboratorio				
DBO5	mg/L O ₂	119	2,4	8
DQO	mg/L O ₂	597	<15	68
SST	mg/L	190	36	58
ST	mg/L	704	132	188
SS	mg/L	4	0,3	0,5
Fósforo Total	mg P/L	0,919	0,316	0,624
Nitrógeno Amoniacal	mg/L N-NH ₃	49,8	<0,5	2,7
Nitrógeno total kjeldahl	mg N/L	82,1	<3	7,03
Nitratos	mgNO-3 N/L	0,09	0,64	0,13
Nitritos	mgNO-2 N/L	<0,005	<0,005	0,457
Turbiedad	NTU	183	12	46
Dureza Total	mg/LCaCO ₃	93	53	55
Alcalinidad Total	mg/LCaCO ₃	295	52	70
Coliformes Totales	NMP/100ml	8,16E+07	5,76E+07	1,05E+07
Coliformes fecales	NMP/100ml	2,49E+07	1,10E+07	1,99E+07

A continuación, se presenta el modelo según las fronteras analizadas, para el tramo analizado desde la cabecera del flujo hasta el fin del tramo se recorrieron 500 metros, y por punto medio se

observa la influencia del vertimiento de la PTAR, el objetivo principal es analizar la influencia de estos vertimientos sobre un tramo de agua, ver figura 10.

Las localizaciones de los puntos tomados en el mes de agosto son (tabla 9):

Tabla 8.

Localización muestreo agosto

Sitio muestreo	Longitud	Latitud	Aforo
Aguas arriba villa paulina	N 6° 58' 23,449"	O 73° 4' 9,581"	Si
Aguas abajo villa paulina	N 6° 58' 18,159"	O 73° 4' 16,301"	Si
PTAR	N 6° 58' 21,226"	O 73° 4' 10,469"	Si

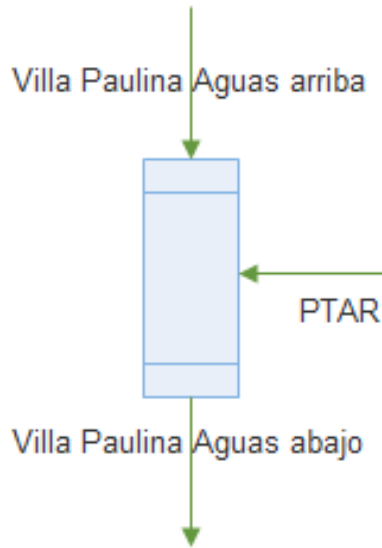


Figura 11. Fronteras influencia de la PTAR sobre villa paulina

Para el segundo tramo, donde los datos fueron recopilados en el mes de diciembre, se analizó la influencia de la quebrada villa Paulina sobre el río de oro. En este tramo se contaron con 3300 m, de longitud, ver figura 11.

Las localizaciones de los puntos tomados en el mes de diciembre son (tabla 10) :

Tabla 9.

Localización muestreo diciembre

Sitio muestreo	Longitud	Latitud	Aforo
Mal paso	N 6° 58' 7,884"	O 73° 4' 38,973"	Si
Rio de oro	N 6° 58' 14,632"	O 73° 5' 26,403"	Si
Villa paulina	N 6° 58' 18,159"	O 73° 4' 16,301"	Si

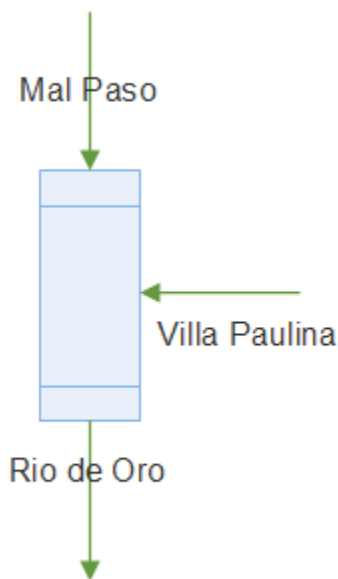


Figura 12. Fronteras influencia de la quebrada villa paulina sobre el rio de oro

2.6.2 Alimentación del modelo (agosto). Se realizó la alimentación del modelo de calidad del agua QUAL2Kw tal usando los datos de la tabla 7. Con el fin de analizar la influencia del vertimiento de las aguas de la PTAR sobre la quebrada villa Paulina, la información general ingresada en cada hoja de trabajo del programa se puede resumir de la siguiente forma: parámetros fisicoquímicos y microbiológicos tomados en campo en las campañas de monitoreo, descripción

de los tramos del río, constantes hidráulicas, condiciones meteorológicas (temperatura del aire, temperatura del punto de rocío, velocidad del viento, nubosidad), y la información fisicoquímica correspondiente a fuentes puntuales y difusas.

En la figura 12 se presenta la hoja de trabajo inicial del QUAL2Kw en el cuál se ingresó el nombre de la corriente, tramo, ubicación, fecha, entre otras opciones del monitoreo del mes de agosto.

QUAL2KW (version 6.0)
Stream Water Quality Model
Greg Pelletier, Steve Chapra, and Hua Tao
Department of Ecology and Tufts University

Open File Run VBA Run Fortran

System ID:	
River name	Villa Paulina
Saved file name	monitoreo Agosto
Directory where the input/output files are saved	
Month	1
Day	29
Year	2017
Local standard time zone relative to UTC	-5 hours
Daylight savings time	Yes
Simulation and output options:	
Calculation step	45 minutes
Number of days for the simulation period	3 days
Simulation mode	Continuous
Selected date for output of longitudinal and 24-hr diel plots	29/01/2017
Solution method (integration)	Runge-Kutta
Solution method (pH)	Bisection
Simulate hyporheic transient storage zone (HTS)	Level 1
Simulate surface transient storage zone (STS)	Yes
Option for conduction to deep sediments in heat budget	Segmented
Display dynamic diel output for selected date	Yes

QUAL2K Headwater Reach Reach Rates Initial Conditions Air Temperature Dew Point Tem

Figura 13. Hoja de trabajo inicial QUAL2Kw

En la Figura 13 se presenta la hoja de trabajo Headwater, en la cual se ingresó el caudal y la información fisicoquímica de la cabecera de la corriente.

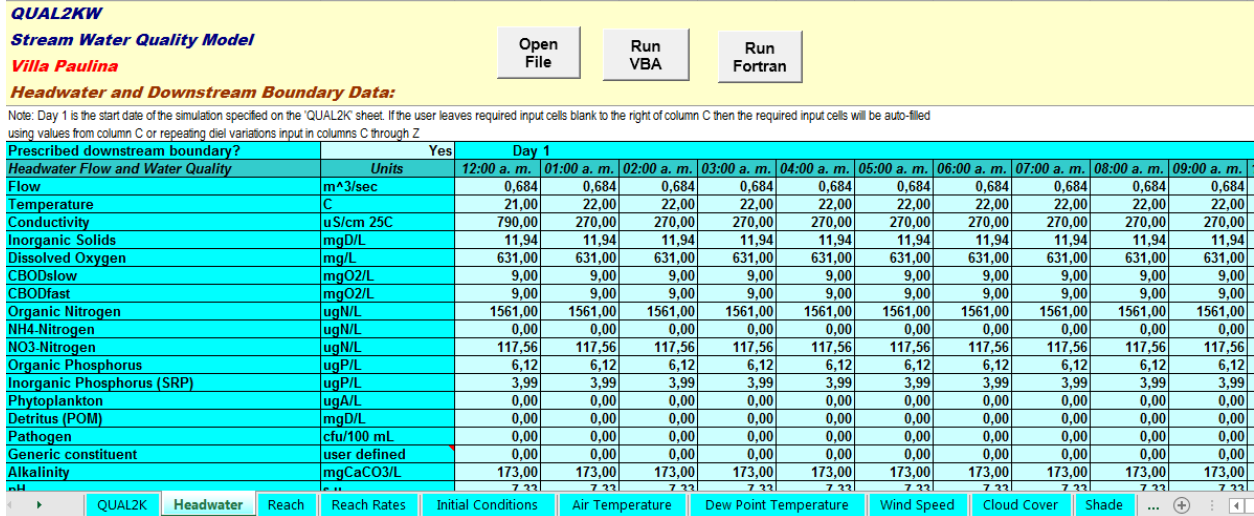


Figura 14. hoja de trabajo Headwater

En la Figura 14 se presenta la hoja de trabajo “Reach”, en donde se ingresaron las constantes hidráulicas de la corriente y la información de cada uno de los tramos en los que se segmentó el río

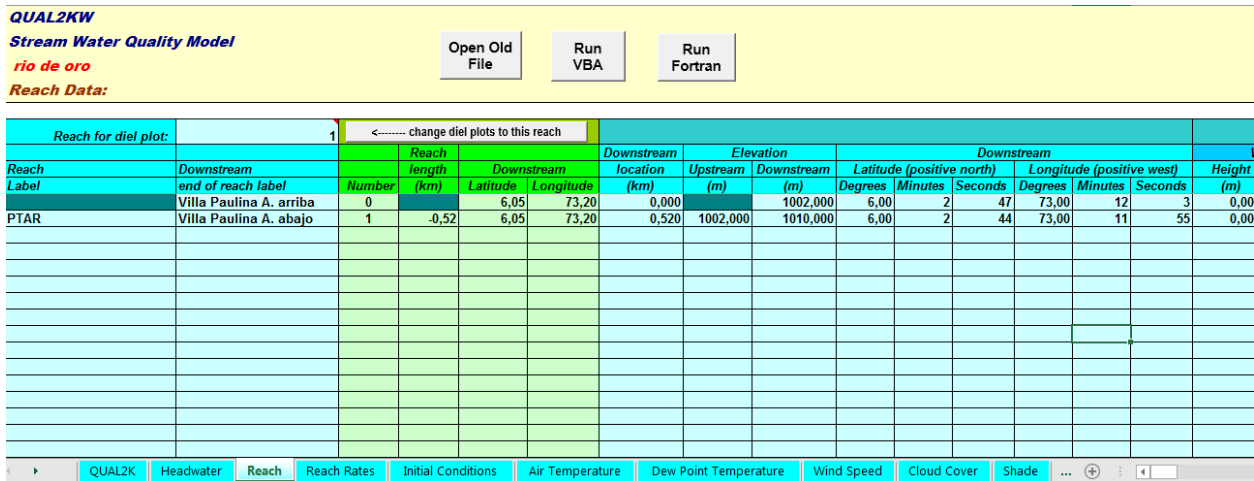


Figura 15. hoja de trabajo “Reach”

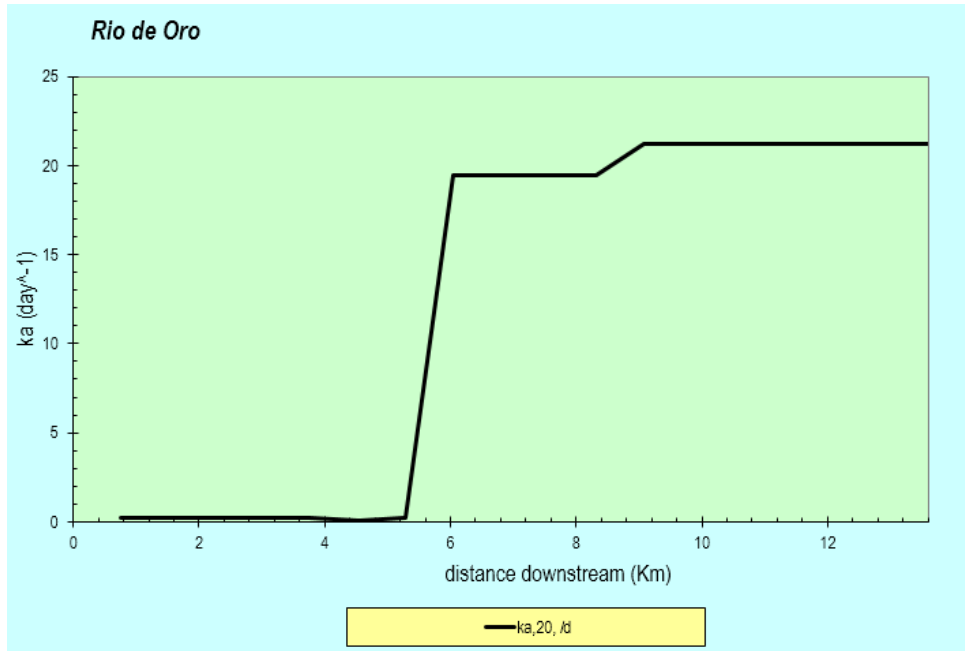


Figura 23. modelo de reaireación

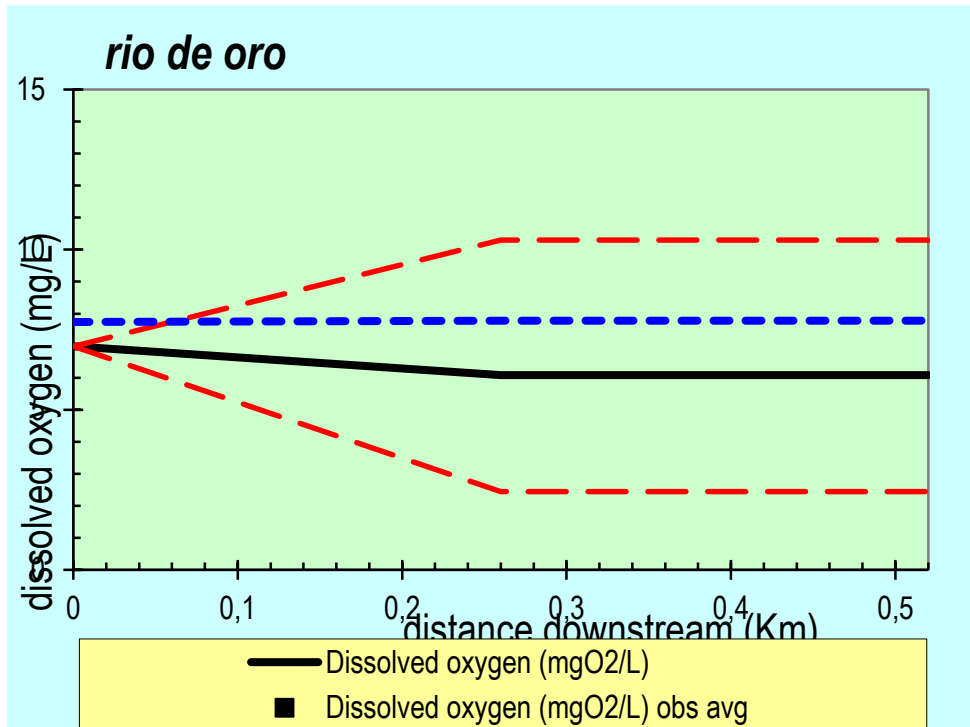


Figura 24. Modelo para temperatura

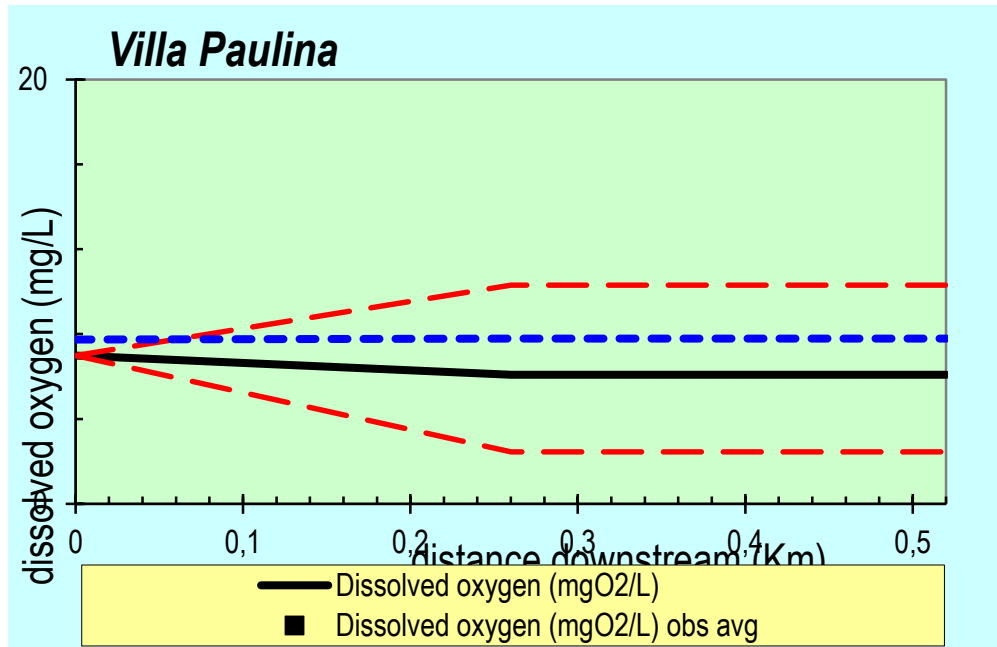


Figura 25. Modelo para DQO

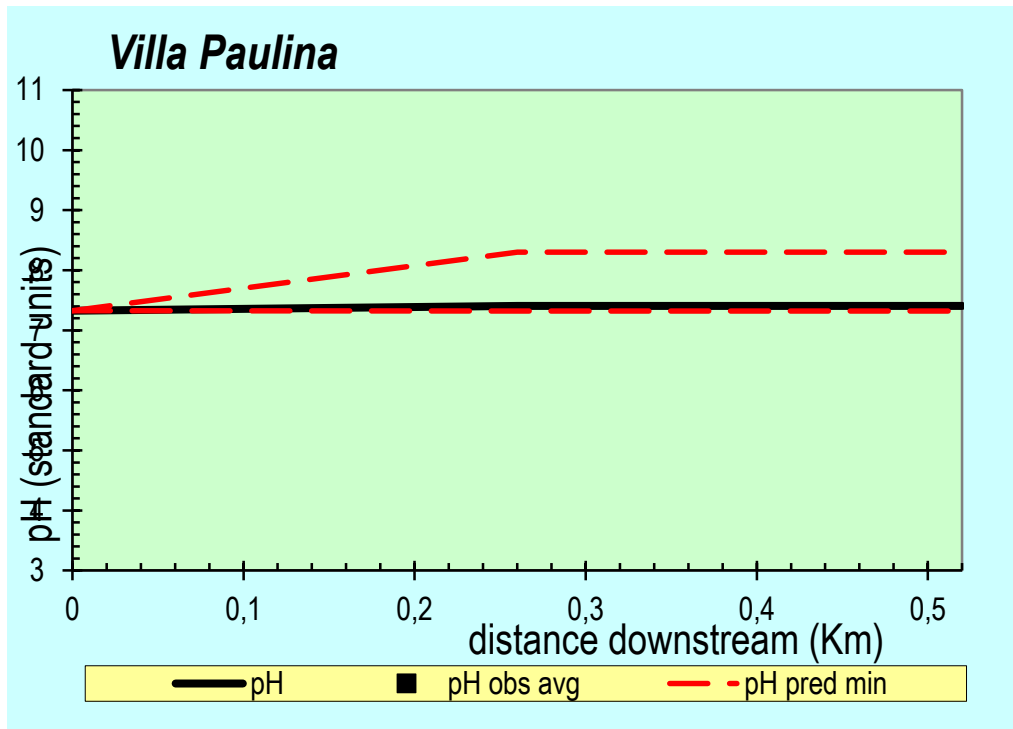


Figura 26. Modelo para pH

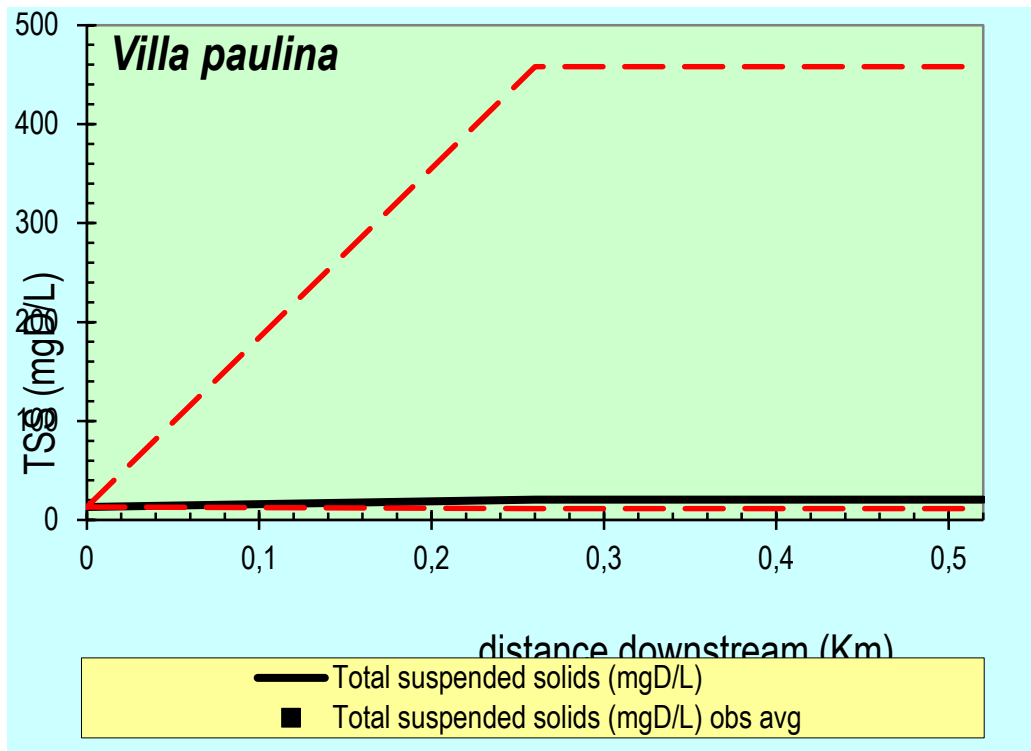


Figura 27. Modelo para SST

Se tiene entonces que la reaireación de río de oro aumenta progresivamente a lo largo de su recorrido, en la cabecera presenta poco oxígeno y desemboca en el río Chinchiná con alto contenido de oxígeno. Esto debido al proceso de fotosíntesis que presenta el río en las diferentes zonas.

La temperatura del agua tiene una gran importancia en el desarrollo de los diversos procesos que en ella se realizan, de forma que un aumento de la temperatura modifica la solubilidad de las sustancias, aumentando la de los sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases (Jiménez, 2000). Los resultados para la calibración y la confirmación de la temperatura se presentan en la Figura 23, se observa que no tiene un cambio considerable a lo largo del trayecto. Los valores de temperatura de la corriente se consideran normales para corrientes ubicadas en esta zona. Se puede

ver un cambio sobre la distancia recorrida de 250 metros y se ve un leve cambio, es aquí donde el vertimiento de la PTAR se encuentra con la quebrada.

En la modelación del oxígeno disuelto, este componente se incrementa debido al proceso de fotosíntesis de las plantas, la biomasa de las algas de fondo y el fitoplancton. Así mismo, la concentración del oxígeno decrece debido al proceso de oxidación de la DBO rápida, por la respiración de las plantas y por los procesos de nitrificación. La reaireación debido a las condiciones hidráulicas del sistema que se está modelando, puede aportar o consumir oxígeno dependiendo si el oxígeno presente es inferior o superior al oxígeno de saturación respectivamente en la figura 24 se ve la influencia del oxígeno en estos dos parámetros.

La demanda bioquímica de oxígeno se define de forma general como la cantidad de oxígeno requerida por las bacterias en el proceso de estabilización de la materia orgánica descomponible bajo condiciones aeróbicas (García & J.Pérez, 1985). Por otra parte, la DBO rápida representa la materia orgánica que es rápidamente biodegradable, aumenta debido a la disolución de detrito, y se pierde por hidrólisis y oxidación. En la Figura 20, se presentan los resultados de la modelación de este parámetro de calidad del agua en el río de oro. La concentración y los valores necesarios de oxígeno va disminuyendo logrando a lo largo del tramo recuperar los valores permisibles por la norma.

Los sólidos disueltos pueden afectar adversamente la calidad de un cuerpo de agua, el promedio de sólidos disueltos totales para los ríos de todo el mundo ha sido estimado en alrededor de 120 ppm, en la figura 26 se ve la modelación de este parámetro. Al igual se pueden ver los cambios sobre la distancia de 250 metros, donde se podría evaluar con diferentes escenarios lo que ese vertimiento le haría a la quebrada villa paulina.

2.6.3 Alimentación del modelo (diciembre). Con el fin de analizar la influencia del vertimiento de las aguas de la quebrada villa paulina sobre el río de oro se ingresó la información tal cual como la alimentación del modelo de agosto, la información general ingresada en cada hoja de trabajo del programa se puede resumir de la siguiente forma: parámetros fisicoquímicos y microbiológicos tomados en campo en las campañas de monitoreo, descripción de los tramos del río, constantes hidráulicas, condiciones meteorológicas (temperatura del aire, temperatura del punto de rocío, velocidad del viento, nubosidad), y la información fisicoquímica correspondiente a fuentes puntuales y difusas.

En la tabla 11 se presenta la hoja de trabajo inicial del QUAL2Kw en el cuál se ingresó el nombre de la corriente, tramo, ubicación, fecha, entre otras opciones del monitoreo del mes de diciembre.

La segmentación se inició en el kilómetro 10 sobre el río, terminando 3,3 km río abajo, con un total de una distancia acumulada de 1,3 Km.

Tabla 10.

Datos entrada QUAL2Kw

Hoja de trabajo del modelo	Descripción	Información asumida
QUAL2Kw	Información general de la corriente	SI
Headwater	Caudal y caracterización de la cabecera de río	SI
Reach	Segmentación de la corriente	SI
Air temperture, dew Point, wind speed, shade, solar	Variabes metereológicas	SI
Point Sources	Información de ubicación, caudal y calidad en fuentes puntuales	SI

Hoja de trabajo del modelo	Descripción	Información asumida
Difuse Source	Información de ubicación, caudal y calidad en fuentes difusas	NO
Rates	Valores de los parámetros cinéticos y las velocidades de asentamiento de los diferentes constituyentes simulados	SI
Hydraulic data	Información extra sobre la corriente.	NO

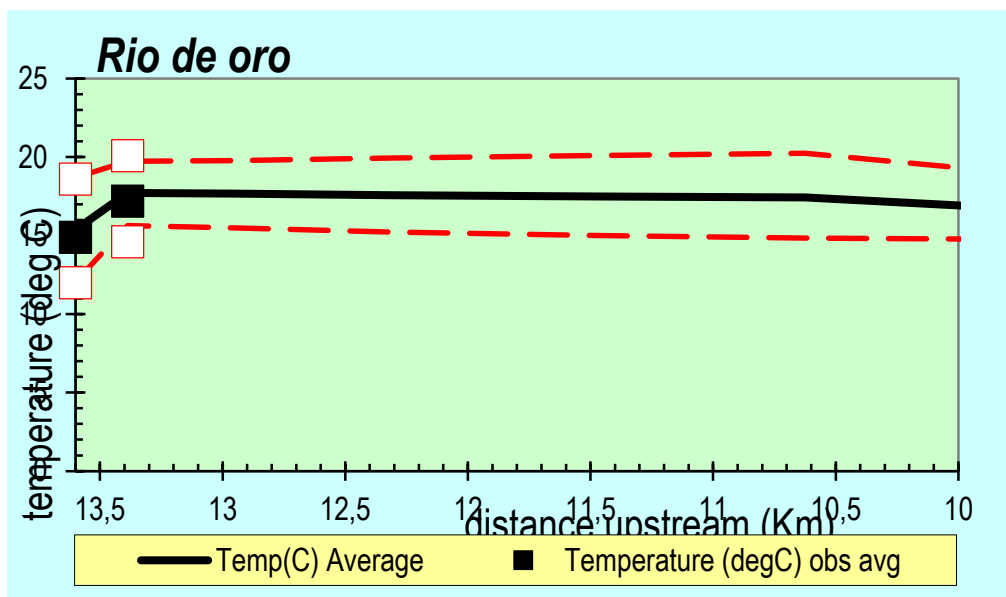


Figura 28. Perfil de temperatura

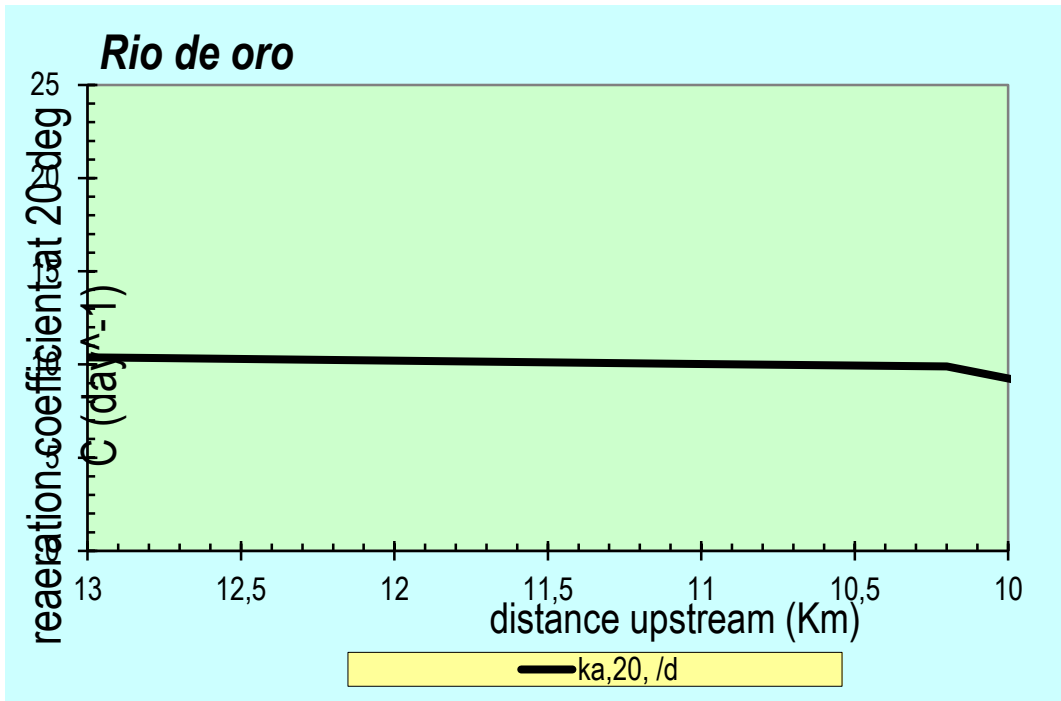


Figura 29. re aireación del tramo estudiado

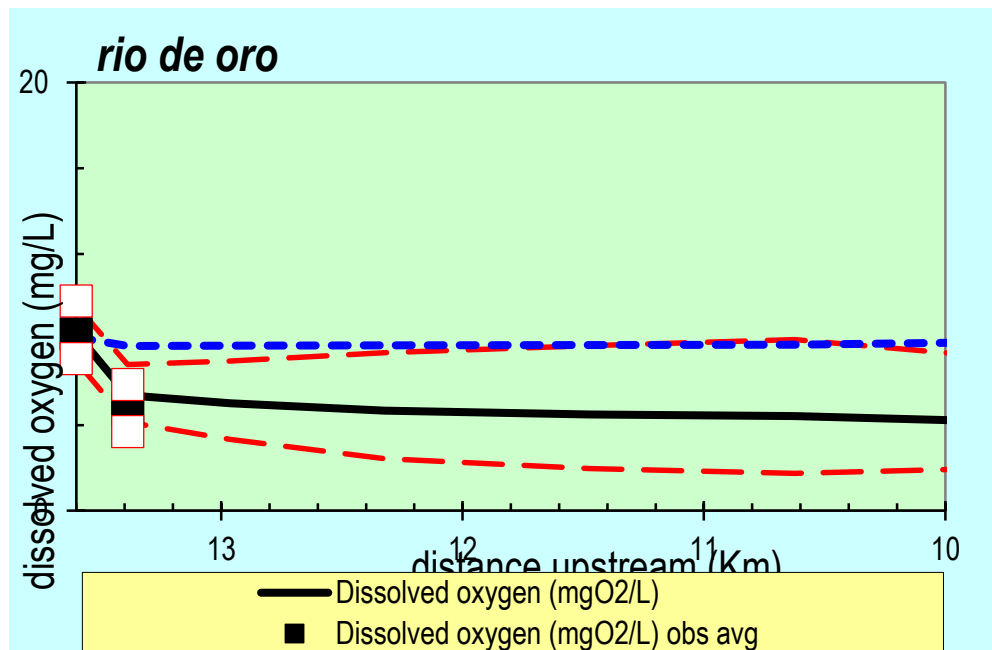


Figura 30. Perfil de oxígeno disuelto

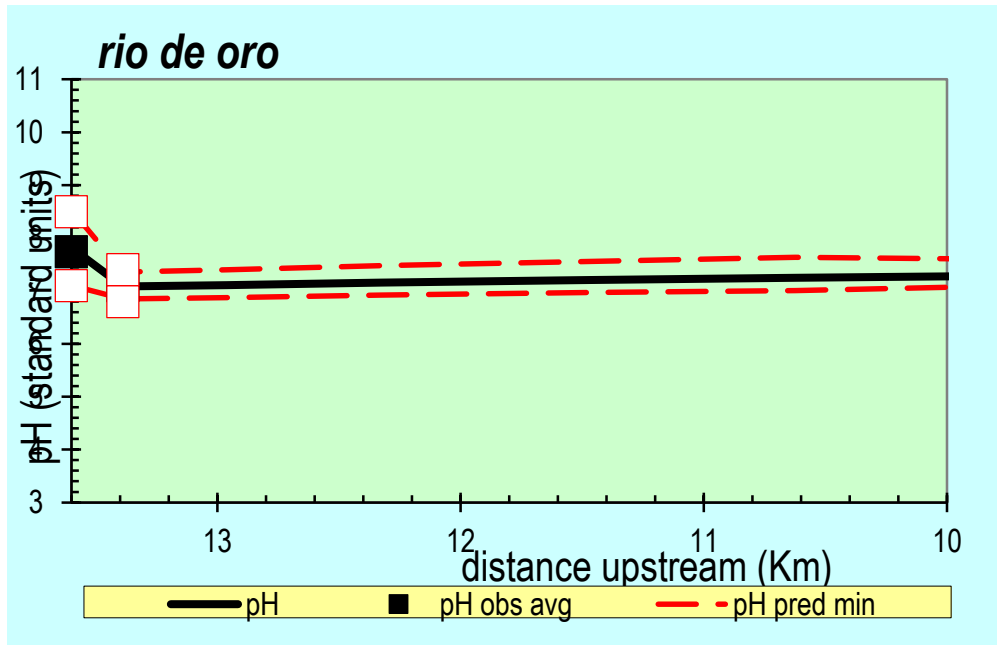


Figura 31. Perfil de pH

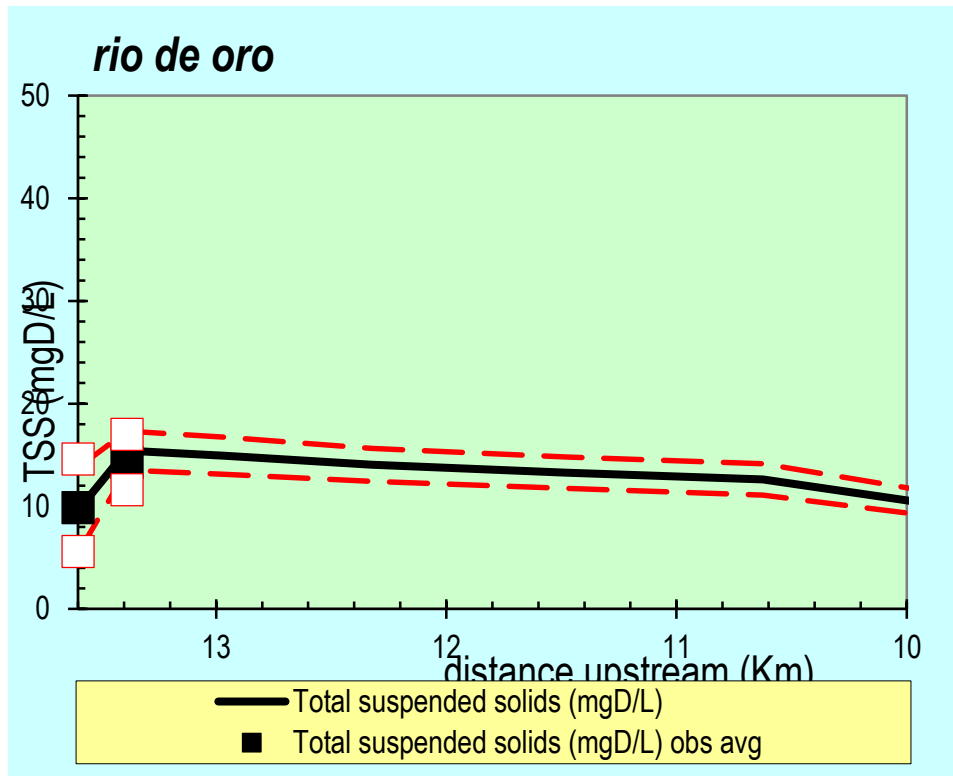


Figura 32. Perfil de solidos suspendido totales

El comportamiento del pH no varía de manera significativa con relación a los datos de entrada, manteniéndose en valores cercanos al neutro, incrementando poco a poco debido a la entrada de la quebrada villa paulina.

La temperatura del rio de oro indica una tendencia al aumento al inicio de los sitios de muestreo manteniéndose constante, a medida que en su recorrido va recibiendo la descarga de aguas proveniente de la quebrada villa paulina ubicada principalmente en la zona baja.

El comportamiento del oxígeno disuelto simulado en el modelo coincide con los datos de entrada, representando una línea decreciente en la concentración de oxígeno disuelto a medida que se van presentando la descarga de aguas sobre el rio de oro.

Los sólidos suspendidos totales muestran un decrecimiento en su concentración desde el nacimiento hasta la desembocadura de la quebrada Miraflores, pero el comportamiento del modelo presenta una tendencia por encima de los datos de entrada. Esto es debido a que la materia se está eliminando en procesos previos a la descarga en el rio de oro; estos resultados se ven en las figura 27 a 31.

2.7 Conclusiones

Faltaron campañas de monitoreo en el rio de oro, pues con la información existente solo se puede modelar el sistema sin realizar una calibración, se hace necesario conocer estos datos de campo para implementar el modelo de calidad del agua QUAL2Kw y realizar su calibración y confirmación.

La herramienta QUAL2kw es una herramienta capaz de predecir, y de generar situaciones donde se analice la influencia de vertimientos, en este caso de la PTAR, y ver cuál es el comportamiento sobre el lugar donde se está efectuando la deposición final del tratamiento.

Los resultados permitieron evidenciar un tramo crítico sobre la corriente, el cual tiene problemas de contaminación desde su nacimiento debido a las actividades que se realizan en la zona así mismo de los vertimientos, sobre los tramos analizados se ven que no varía la calidad de agua, sabiendo que dentro de ese tramo se encuentra la PTAR El santuario, esto es debido a que la toma de datos de calidad de agua es del mes de diciembre del 2016, y solo hasta enero del 2017 la PTAR inicio en funcionamiento, la no variación muestra que el modelo del río es válido.

En forma general, se puede decir que los resultados de este trabajo representan una línea base en términos de modelación de la calidad del agua para el río de oro, puesto que no existen experiencias previas de modelación ni se han realizado más campañas de monitoreo diferentes a las utilizadas para la implementación del modelo de calidad.

2.8 Recomendaciones

El modelo reprodujo en menor medida las condiciones en la parte alta y media de la corriente, por lo cual es necesario contar con campañas de monitoreo futuras que permitan realizar el ajuste de las constantes cinéticas encontradas.

Los resultados del modelo estuvieron influenciados por la información adicional que no fue recopilada en campo que es necesaria para una correcta implementación del modelo: Constante de reaireación, constante cinética para la DBO filtrada, carbono orgánico disuelto, monitoreo

fisicoquímico de tributarios y la identificación de vertimientos importantes sobre la corriente principal, se hace necesario realizar más pruebas para conocer estos valores.

3. Evaluación de la eficiencia de la PTAR Santuario Municipio de Piedecuesta

Actualmente existen muchas herramientas que ayudan en la producción, planeación y predicción de procesos químicos. La simulación es una de las herramientas más efectivas para mejorar el diseño y el desempeño de los sistemas productivos y de la mayoría de los procesos.

Usar un software para recrear el proceso realizado en una planta de tratamiento de aguas residuales plantea la posibilidad de utilizar esta herramienta para investigación, ambiente profesional o de docencia. Estas aplicaciones permiten probar al usuario los diferentes comportamientos de las unidades que componen el sistema según las condiciones ambientales, vertimientos y la legislación que se desea cumplir.

Estos software de simulación permiten la toma de decisiones según las diferentes configuraciones de la planta que se desea simular (Iturrate, 2005), con el fin de probar los diferentes modelos analizados, así mismo, los resultados se presentan de manera sutil y fácil de interpretar; el principal problema de usar estas herramientas es el grado de confianza en cuanto a lo que se simula y la planta real, para ello se necesita un alto conocimiento de los procesos, de los modelos utilizados y los parámetros para iniciar la simulación (Olsson, 1999).

En este capítulo se mencionarán los softwares existentes más usados para el diseño y simulación de plantas, así como sus aplicaciones y funciones, además se presentará el desarrollo

de la simulación de la planta de tratamientos de aguas residuales PTAR El Santuario usando el software superpro Designer v9.0.

3.1 Objetivos

3.1.1 Objetivo General. Realizar un modelo de simulación de la PTAR El santuario usando el software especializado superpro designer v9.0

3.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar los parámetros actuales de operación de la planta de tratamiento de aguas residuales El Santuario.
- Evaluar la eficiencia del sistema de tratamiento ya existente por medio de modelo de lodos activados.
- Formular recomendaciones para dar cumplimiento a las normas vigentes si el resultado del estudio lo hace necesario.

3.2 Marco Teórico

3.2.1 Principales sistemas de tratamiento de aguas residuales. Los tratamientos de aguas residuales son procesos biológicos, y se basa en la capacidad que tienen los microorganismos para metabolizar y convertir la materia orgánica en suspensión y ya disuelta, en tejido celular nuevo y

diferentes gases. Teniendo en cuenta que el tejido celular es más denso que el agua, este se puede eliminar fácilmente con procesos de decantación; por tal razón, sólo hasta cuando los microorganismos involucrados en el proceso de transformación y eliminación de la materia orgánica, son separados de la solución se puede decir que el proceso de tratamiento está completo (Wang, 1994).

El oxígeno juega un papel primordial en el tratamiento biológico de las aguas residuales, esto se debe a que la ausencia o presencia del mismo condiciona el tipo de microorganismo que se encargaran de degradar y eliminar de la materia orgánica presente en el agua residual. Como consecuencia los procesos de tratamientos biológicos se pueden dividir en (Ramalho, 2003):

- Procesos aerobios: son los procesos de tratamiento biológico que se dan en presencia de oxígeno.
- Procesos anaerobios: son los procesos de tratamiento biológico que se dan en ausencia de oxígeno.

Sin embargo, los procesos de tratamiento biológico también pueden dividirse según el estado en que se encuentren los microorganismos encargados en la conversión de la materia orgánica presente en el agua residual en gases y tejidos celular (Shanahan & Hense, 1998). Si los microorganismos se encuentran adheridos sobre superficies inertes como piedra, plásticos y cerámica se está hablando de procesos en cultivo fijo; por el contrario los métodos de tratamiento biológico en donde los microorganismos se encuentran suspendidos dentro del agua residual a tratar, se denominan procesos de cultivo en suspensión (Metcalf & Eddy, Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 1995).

3.2.2 Lodos activados. El tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados se desarrolló por primera vez en Inglaterra en el año 1914 y desde entonces este método se ha utilizado en los países desarrollados, tiene como objetivo la remoción de materia orgánica en términos de DQO de las aguas residuales.

Se clasifica como un método de tratamiento biológico aerobio en suspensión, su nombre se da de la producción de una masa activada de microorganismos contenidos en un reactor capaces de metabolizar y consumir la materia orgánica presente en el agua residual en un medio aerobio.

El principio básico del proceso consiste en que las aguas residuales se pongan en contacto con la población microbiana mixta (aerobia y anaerobia), en forma de suspensión floculante en un sistema airado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal, se eliminan rápidamente de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los floculos microbianos. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen lentamente por metabolismo microbiano, proceso conocido como “estabilización”. En éste parte del material nutriente entra a un proceso llamado mineralización que es una oxidación de sustancias simples, y parte se convierten una materia celular microbiana (asimilación).

El empleo de lodos activados ofrece una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales ya que poseen una gran variedad de microorganismos capaces de remover materias orgánicas, patógenas y nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), razón por la cual resulta un método ideal para tratar aguas residuales domésticas y municipales (Morenilla & Bernácer, 2008).

3.2.3 Discos biológicos rotativos. Cuando el proceso inicia su operación, los microbios del agua de desecho se adhieren a la superficie del material y se desarrollan hasta que toda esta área queda cubierta con una capa o película microbiana. Al girar los discos, la bio-película adherida a

éstos entra en contacto con el agua de desecho que está en el tanque, al salir del agua, los discos arrastran una capa líquida sobre la superficie de la película biológica la cual entra en contacto con el oxígeno; por efecto de difusión molecular se oxigena y los microorganismos utilizan el oxígeno molecular disuelto para efectuar la degradación aerobia de la materia orgánica presente en el agua. Como productos de este proceso se obtiene: agua, bióxido de carbono y más microorganismos

Filtros percoladores: Los filtros percoladores se clasifican dentro de los procesos de biomasa fija. El mecanismo principal de remoción de la materia orgánica de este sistema no es la filtración sino la adsorción y asimilación biológica en el medio de soporte. Generalmente, no requieren recirculación, a diferencia del sistema de lodos activados donde está es determinante para mantener los microorganismos en el licor mezclado. Sin embargo, ambos sistemas o procesos son similares en cuanto a que dependen de la oxidación biológica de la materia orgánica presente en el agua residual produciendo bióxido de carbono y energía, la cual es usada como sustento y promotor para el crecimiento de la biomasa.

3.2.4 Lagunas. Los estanques de estabilización son medios simples y flexibles de tratamientos de aguas residuales para la descomposición biológica del material orgánica. Dependiendo del contenido de oxígeno, las lagunas de estabilización se pueden clasificar como: anaerobias (ausencia de oxígeno en toda la laguna), facultativas (presencia de oxígeno en la superficie y ausencia en el fondo de la masa) aerobias (oxígeno disuelto en toda la masa líquida).

En el tratamiento de las aguas residuales se pueden distinguir cuatro etapas que comprenden procesos físicos, químicos y biológicos.

1. Tratamiento preliminar, destinado a la eliminación de residuos fácilmente separables y en algunos casos un proceso de pre-aireación.

2. Tratamiento primario que comprende procesos de sedimentación y tamizado.
3. Tratamiento secundario que comprende procesos biológicos aerobios y anaerobios y físico-químicos (floculación) para reducir la mayor parte de la DBO.
4. Tratamiento terciario o avanzado que está dirigido a la reducción final de la DBO, metales pesados y/o contaminantes químicos específicos y la eliminación de patógenos y parásitos.

3.2.5 Caracterización de las aguas residuales Existen cuatro niveles de complejidad del sistema para la caracterización de las aguas residuales, estas deben ser analizadas en el laboratorio bajo las normativas colombianas vigentes, de acuerdo con el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater de la APHA, AWWA Y WEF en su última edición.

3.2.6 Tratamiento de aguas. El tratamiento de las aguas residuales lo constituyen cinco etapas principales: (i) pretratamiento, donde se eliminan objetos de gran tamaño y partículas flotantes o suspendidas utilizando la línea convencional de desbaste, desarenado y desengrasado, o bien, incluyendo un desarenador, un tanque de igualación y un medidor de caudal, para controlar la cantidad de agua que entra en la planta, (ii) tratamiento primario o físico, el cual consiste en separar mecánicamente las partículas en suspensión no retenidas en el pretratamiento, por medio de filtración, sedimentación o flotación, (iii) tratamiento secundario o biológico, en el que los microorganismos degradan la materia orgánica y que, de acuerdo al arreglo del proceso, pueden remover nutrientes como nitrógeno y fósforo, a través del proceso de lodos activados, aireación u oxidación total, o por tratamiento anaeróbico, (iv) tratamiento terciario o tratamiento avanzado en el que se busca eliminar los contaminantes orgánicos e inorgánicos disueltos o coloidales (no removidos por otros tratamientos) mediante procesos como: adsorción por carbón activado,

intercambio iónico, o cloración, entre otros y (v) tratamiento de los lodos, en el que los restos sedimentados del tratamiento primario o los lodos provenientes del tratamiento biológico son concentrados, estabilizados, secados y transformados en abonos orgánicos, o bien, son incinerados o llevados a un relleno sanitario como desechos sólidos.

Con las etapas anteriores y los procesos unitarios utilizados en cada una de ellas, se busca un arreglo de equipos tal, que el agua procesada sea lo más pura posible antes de ser descargada al medio ambiente para cumplir con las reglamentaciones vigentes de la región.

Las etapas que se requieran en el proceso dependerán de los contaminantes, sus concentraciones y las regulaciones de descarga del efluente. Las agencias protectoras del medio ambiente han impuesto límites cada vez más estrictos para las descargas de efluentes a cuerpos hídricos; por lo tanto, el mejoramiento del proceso de tratamiento del efluente industrial y doméstico es objeto de estudio en muchas investigaciones (Ericsson, 1994), (Wang, 1994), (Coen, 1998), (Tomita, 2002).

Tratamiento Biológico. Es el tratamiento secundario de las aguas residuales y su objetivo principal es transformar la materia orgánica disuelta mediante la acción de microorganismos en compuestos sencillos, tales como: dióxido de carbono (CO_2 (g)), agua y metano (CH_4 (g)); este último sólo en el caso de procesos anaeróbicos (sin presencia de oxígeno), y en sólidos sedimentables (lodos biológicos o nueva biomasa) que puedan retirarse del proceso. La mayoría de los tratamientos biológicos disminuyen la demanda bioquímica de oxígeno del material carbonáceo (Carbonaceous Biochemical Oxygen Demand, CBOD); pero solamente se puede eliminar el nitrógeno y el fósforo en exceso, si el proceso se diseña para ello. Existen diferentes tipos de sistemas de tratamiento biológico (Metcalf & Eddy, Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 1995) : (i) de biomasa suspendida, (ii) de biomasa fija, (iii)

sistema combinado y (iv) lagunas. El primero se caracteriza por mantener a los microorganismos responsables de la conversión de la materia orgánica en suspensión dentro del medio líquido y es el de interés en este trabajo. Además, estos sistemas pueden ser aeróbicos (en presencia de oxígeno) o anaeróbicos. El proceso típico aeróbico es el proceso de lodos activados.

Proceso de Lodos activados (Activated Sludge Process, ASP). Es el proceso biológico más ampliamente utilizado para la depuración de aguas negras (Gernaey, 2006), (Grady, 1999), (Gernaey, 2006), (Nuhoglua, Keskinlerb, & Yildiz, 2005). Consiste en un tratamiento aerobio del agua residual mediante un consorcio en suspensión de microorganismos o biomasa, conocido como lodo activado donde, tras el aporte de oxígeno por medios mecánicos (mezclado turbulento) o por difusión, se llevan a cabo una serie de procesos de biodegradación (oxidación de la materia orgánica disuelta en el agua) y biosíntesis (producción de nueva biomasa celular) en un tanque de aireación o en un reactor aerobio. Posteriormente, el producto pasa a un sedimentador o decantador donde se separa el agua tratada de la biomasa. Su finalidad es la producción de un efluente clarificado bajo en BOD, sólidos suspendidos (SS) y turbiedad, decantado del lodo activado que se sedimenta y compacta, para ser parcialmente recirculado al tanque de aireación y cuyo exceso es purgado o extraído para su posterior tratamiento y disposición. Un esquema típico de un sistema de lodos activados es el que se ilustra en la figura 8 donde se muestran los cuatro factores que distinguen un ASP: (i) bioreactor aeróbico donde se encuentran presentes los microorganismos que degradan la materia orgánica, (ii) sedimentador de donde se obtiene un efluente bajo en sólidos suspendidos debido a la sedimentación de los lodos activados, (iii) recirculación de lodos activados (Return Activated Sludge, RAS) y (iv) purga de lodos activados (Waste Activated Sludge, WAS).

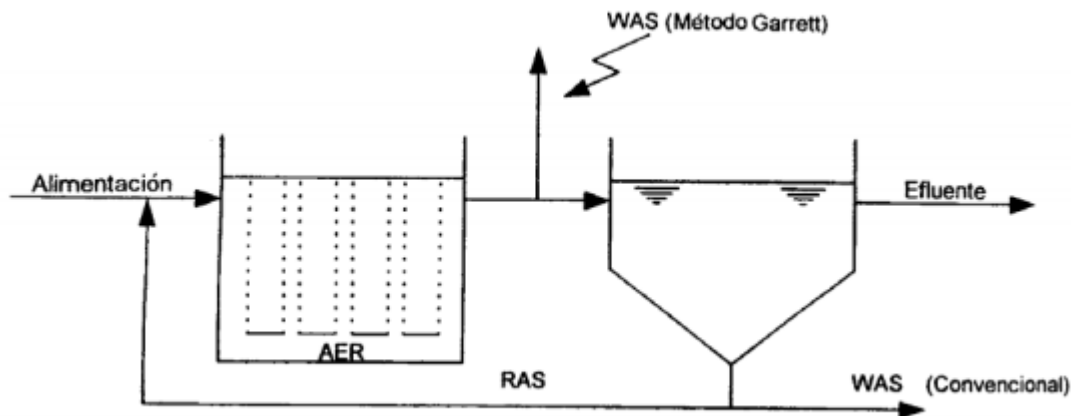


Figura 33. Proceso de lodos activados

La eficiencia del proceso de lodos activados depende tanto del sustrato removido en el tanque de aireación como de la capacidad de la materia particulada o biomasa para flocular y decantar en el sedimentador secundario (Coen, 1998).

La clarificación, el espesamiento y el almacenamiento del lodo son funciones básicas del sedimentador. Si algunas de estas fallan en el ASP, el desempeño de la planta se deteriora y puede no cumplir con las especificaciones del efluente; por ello, tanto el bioreactor como el sedimentador son equipos críticos en el sistema de tratamiento (Takács, 1991), (Cakici, 1995).

Procesos de Remoción Biológica de Nutrientes (Biological Nutrient Removal, BNR).

Varios autores clasifican los sistemas de remoción de nutrientes de acuerdo al nutriente que se desee remover en: (i) procesos de remoción biológica de nitrógeno, (ii) procesos de remoción biológica de fósforo y (iii) sistemas que remueven ambos (nitrógeno y fósforo). Con base en lo antes mencionado, un proceso BNR es una modificación del proceso de lodos activados en el que se incorporan zonas anaeróbicas (ANA), anóxicas (ANX), y/o aeróbicas (AER) en el bioreactor para promover la remoción de material carbonáceo y/o nitrógeno y/o fósforo. Asimismo, se puede

adicionar una recirculación de licor mezclado (MLR) de la zona aeróbica a la anóxica, como se ilustra en la figura 23

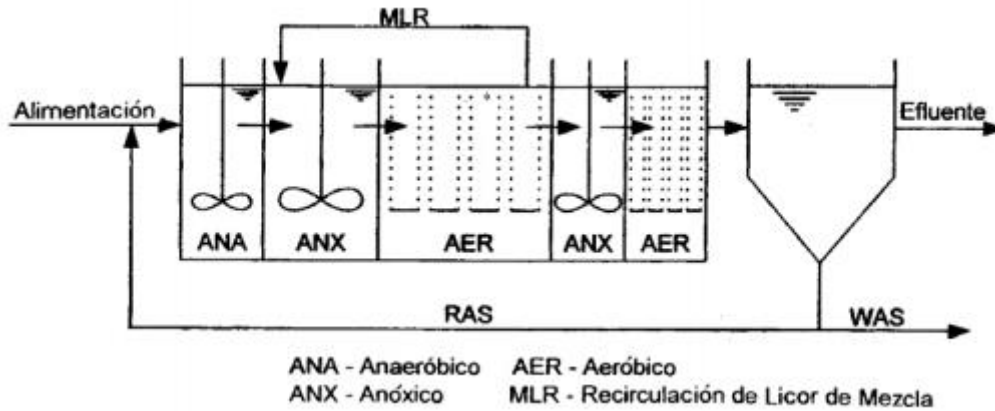


Figura 34. Procesos de remoción biológico

Cabe señalar que la distinción de las zonas en el bioreactor es para identificar las diferentes alternativas en los sistemas BNR. La zona aeróbica es necesaria en todo sistema BNR para la remoción del material carbonáceo, mientras que la zona anaeróbica es necesaria para completar la remoción de fósforo y la anóxica para la remoción del nitrógeno (Grady, 1999). Existen principalmente tres diferentes mecanismos de interés en este tipo de procesos, a saber: (i) las reacciones biológicas de los nutrientes combinados con las reacciones biológicas de degradación del material carbonáceo, (ii) el crecimiento de la biomasa y (iii) la sedimentación de partículas.

3.3 Software de Simulación

Según los sistemas de tratamientos de aguas residuales mencionados anteriormente se han diseñado programas especializados para la simulación de procesos.

Se puede definir simulación como un proceso de imitación de un fenómeno real llamado sistema, a través de expresiones matemáticas (modelos) que pueden traducirse a un lenguaje de programación. El estudio de un sistema o sus partes se puede realizar mediante el manejo de ecuaciones, o bien por su modelo físico (Garcia & J.Perez, 1985).

Las dos características principales para una simulación son: la precisión de los resultados que depende, en gran parte, de la exactitud con que se estimen o determinen los parámetros de un sistema y, la confiabilidad y representatividad de los datos de entrada.

Usar software para la simulación de los procesos de una planta de agua residual constituye una decisión muy importante. Para el uso del software deberá establecerse para qué y quién la usará, deberá decidirse cual utilizar dentro de la gama existente en el mercado y deberá conocerse los alcances del mismo. Estas aplicaciones permiten al usuario manejar varias unidades de proceso relacionadas entre sí, de acuerdo a un diagrama de la planta que el usuario establece. Permittedole probar el comportamiento de estas unidades según las condiciones ambientales, de vertido y la legislación aplicada Cada aplicación integra unos modelos matemáticos que describen el comportamiento de los procesos (Pizzi, 2005).

Dentro de los modelos más utilizados se encuentran los desarrollados por la International Water Association (IWA). El software de simulación permite a los usuarios probar diferentes configuraciones según la planta de tratamiento que se desee simular (Iturrate, 2005). Poseen herramientas potentes con el fin de probar diferentes grados de complejidad. Las aplicaciones incorporan gráficas y tablas de información robustas con presentación de resultados fácil de interpretar por el usuario. Existen varios tipos de estas aplicaciones que van desde aplicaciones de formación o académicas, hasta herramientas de modelación y simulación. Se encuentran simuladores claramente orientados a ambientes profesionales, con precios más elevados, pero que

ofrecen documentación completa, incluso cursos de formación. Dentro de estos ambientes en función de las necesidades y usuarios finales existen dos tipos de simuladores: los de propósito general y los específicos. Los más utilizados son los de propósito general, ya que permiten diseñar el esquema de la planta de tratamiento a modelar. Además, permiten en función de las librerías adquiridas o disponibles, utilizar diferentes modelos para cada proceso planteado en el esquema de tratamiento.

Según Fishwick, P.A. (1995), un proceso de simulación tiene tres etapas: (i) diseño del modelo, (ii) ejecución del modelo y (iii) análisis de la ejecución del modelo. En la figura 25 se presenta la interrelación que existe entre las tres etapas antes mencionadas y en la figura 26 se muestran los diferentes pasos que conforman cada una de dichas etapas.

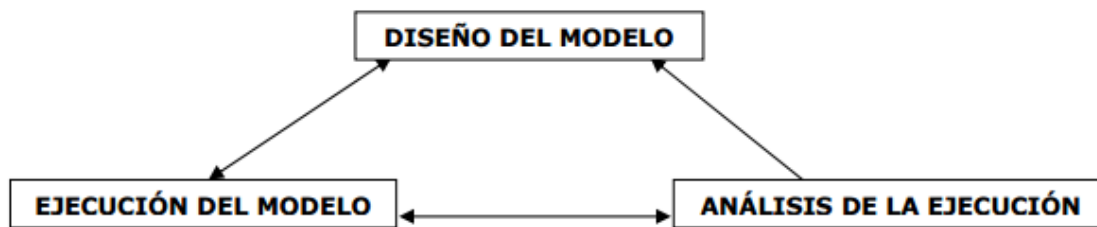


Figura 35. Etapas de una simulación de procesos

La simulación basada en ecuaciones dinámicas requiere mayor tiempo para su convergencia. Esto ha dado lugar al desarrollo de programas híbridos en donde el simulador a régimen permanente es usado para generar condiciones iniciales para la simulación dinámica. Para procesos más complejos el diagrama que representa un proceso de simulación es:

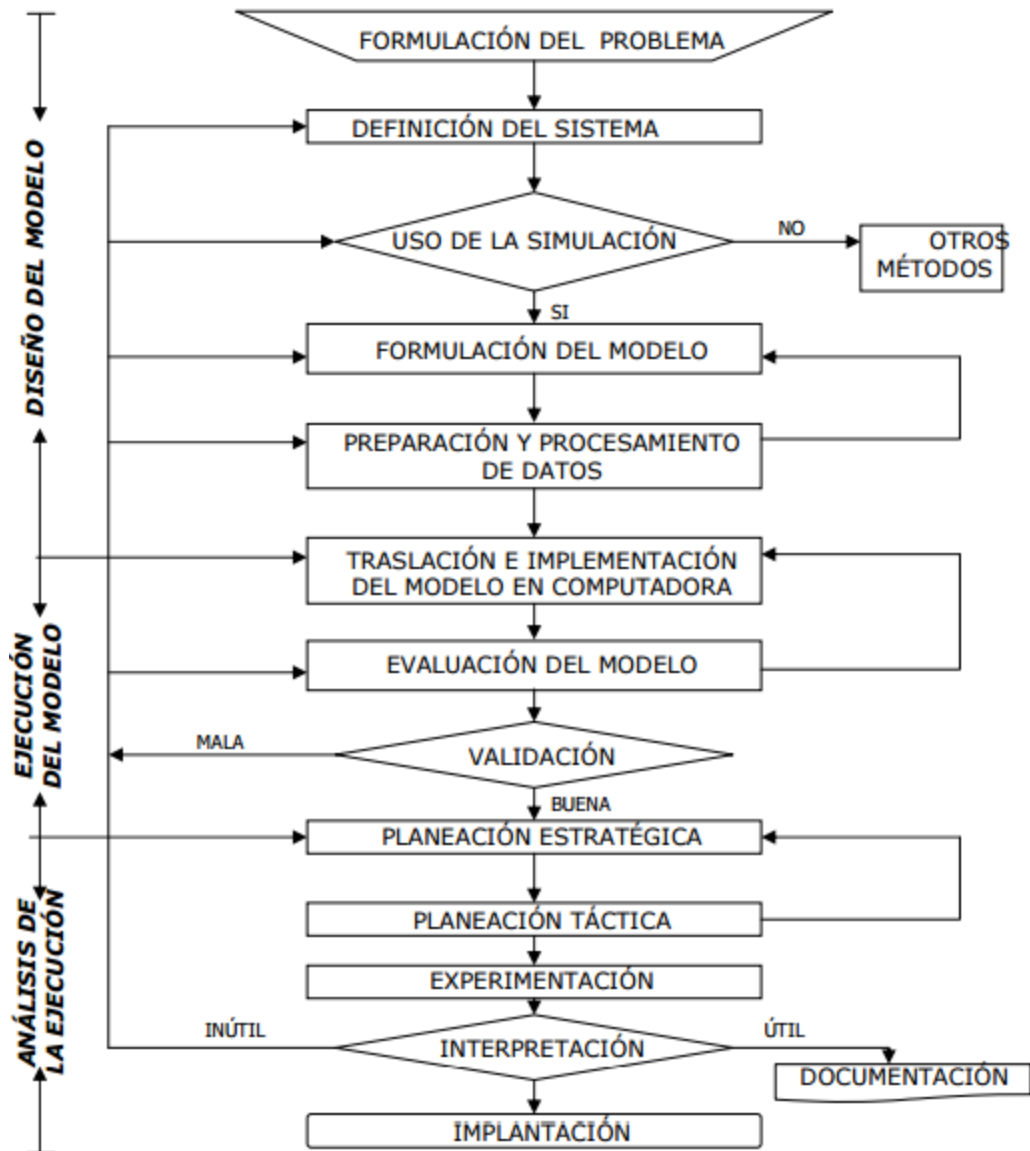


Figura 36. Etapas de una simulación de procesos

En la actualidad, existe una grande necesidad de difusión del tema y actualización de los modelos existentes. También hay retos bien identificados para la investigación en los aspectos de caracterización y modelación de mecanismos bioquímicos, así como la simplificación de los modelos y los protocolos de simulación (Morenilla & Bernácer, 2008). Según Van Loosdrecht et al. 1999 los modelos son una descripción matemática de una serie de procesos químico, físicos y

biológicos que ocurren en un espacio delimitado (tanques y reactores). Sin embargo, el hecho de que un modelo se ajuste bien a los datos experimentales y que prediga bien el comportamiento del sistema estudiado, no significa que los mecanismos del modelo son correctos desde el punto de vista microbiológico.

La International Association on Water Quality (IAWQ) en 1982, conformo un grupo de estudio encargado de desarrollar modelos matemáticos que permitieran expresar los diversos procesos biológicos existentes en las plantas de tratamiento. Además de generar un entorno generalizado mediante modelos simples (“Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Activated Sludge Process”). Hasta el momento los modelos más utilizados son los propuestos por la International Water Association (IWA) desde el (ASM1- activated sludge model 1) (Henze, Activated Sludge Models ASM1, ASM2. ASM2d and ASM3 , 2000), hasta todos los modelos de la serie ASM de 1987,1995, 1999 y el modelo de digestión anaerobia (ADM1- anaerobic digestion model 1). (Henze, Activated Sludge Model No. 2 Technical Report, 1995) describen en detalle el modelo ADM1, posterior realizan una modificación del modelo ADM1 para emplearlo en la simulación de reactores UASB. El modelo ASM1 fue el primer modelo y la base de numerosas extensiones. Muchos de los conceptos básicos del ASM1 se adaptan a partir del modelo de lodos activados definido por Dold y colegas (Dold, 1980) Hoy en día, el modelo ASM1 sigue siendo ampliamente utilizado ya que permite la simulación del proceso de fangos. Otras estrategias de simulación que permite simplificar mediante técnicas computacionales el modelo ASM1 han sido descritas y menciona las experiencias obtenidas en la implementación del modelo ASM1 en diferentes plataformas de software.

En 1995, una versión actualizada del modelo ASM1 fue presentada por Henze como el modelo ASM2. Este modelo incorpora la eliminación biológica de fósforo (Henze, Activated Sludge Model

No. 2 Technical Report, 1995). Existen otras extensiones de estos modelos que incluyen una mejor predicción de los procesos de eliminación de nitrógeno, fosforo y procesos físico-químicos

En el tratamiento de agua, los modelos se expresan a través de balances de masas que toman en cuenta la cinética de reacción de procesos y la hidrodinámica (Metcalf & Eddy, Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 1995). La escritura de estos balances resulta en sistemas de ecuaciones diferenciales de difícil resolución, siendo necesario el empleo de algún programa o software. Este tipo de software o de plataformas especiales son llamados simuladores, entre los más comunes encontramos los señalados en la tabla 12.

Tabla 11.

Diferentes simuladores de Plantas de tratamiento de aguas residuales

Simulador	Creador	Origen
ASIM	EAWAG	Suiza
DESASS	Calagua group- UPV	España
BIOWIN	Envirosim Associates L.d	Canadá
EFOR	DHI.Inc	Dinamarca
GPS-X	Hydromantis Inc.	Canadá
SIMBA	IFAK-System Gmbh	Alemania
STOAT	WRc Group	Reino Unido
WEST	Hemmin N.V	Bélgica
EDAR 1.0	CEIT-Cadagua	España
SuperPro Designer	INTELLIGEN	Estados Unidos

Cada uno de estos simuladores en su caja negra está dispuesta los diferentes métodos para la solución de los programas, a continuaciones se muestra una tabla de los métodos y del número de procesos que pueden simular

Tabla 12.

Modelos usados en los diferentes simuladores.

Modelo	Nitrificación y des nitrificación	Eliminación biológica de P	Procesos
ASM1	X		8
ASM2	X	X	19
ASM2d	X	X	21
ASM3	X		12
ASM3+BioP	X	X	23
B&D	X	X	36
TUDP	X	X	21
ASM2d+pH	X	X	23
ASM1+pH	X		10
BNRM1	X	X	25

Cabe destacar que los programas anteriormente mencionados no son de libre uso y se debe pagar una licencia para obtener todos los beneficios que los programas tienen; para ellos también existen softwares comerciales, para el tratamiento de aguas residuales, tales como JASS [Uppsala University, 2006], AQUASIM y BioSys (Zeida, 2003), entre otros, que son producidos por compañías como Hydromantics Inc (Tomita, 2002) y Aspen Technology, entre muchas otras. Dichas herramientas pueden modelar y optimizar procesos intermitentes o continuos y algunos de ellos realizar cálculos de costos y de diseño (Zeida, 2003). En cuanto a plantas de tratamiento de aguas residuales (WWTP's), la simulación dinámica es generalmente utilizada como una herramienta muy poderosa para incrementar el conocimiento detallado del proceso y en el comportamiento del sistema para estudios de optimización (por ejemplo: evaluación del desempeño de la planta, optimización de la operación, diseño de controladores y diseño del proceso), capacitación y enseñanza, y control de procesos basados en el modelo; con el objetivo

de predecir los resultados de una futura operación de acuerdo a diferentes escenarios de situaciones difíciles que se pudieran presentar en las plantas (Wild, 1995). Los tres simuladores más usados son el WEST, BIOWIN y superpro designer, a continuación, hay una breve descripción de cada uno de ellos.

WEST

WEST (Word wide Engine for Simulation, Training and Automation) ha sido desarrollado por la empresa HEMMIS N.V. de Kortrijk (Bélgica). La primera versión de WEST se empezó a desarrollar en los años 90 en colaboración con la Universidad de Gante, departamento de matemáticas aplicadas, biometría y control de procesos (Gustaf & Newell, 2000). La aplicación se estructura de la siguiente manera: la base de modelos (modelbase) o conjunto de ficheros de texto que contienen la descripción matemática de los procesos. Su orientación es eminentemente científica y el entorno gráfico de usuario (GUI) que posee, facilita el trabajo y una orientación eminentemente. Además, contiene un completo motor de modelado y simulación. Emplea los modelos de la IWA (ASM1, ASM1T, ASM2, ASM2d, ASM2Dt y ASM3). Otro aspecto importante en este software es que tiene una estructura abierta que permite la modificación del usuario, realizar el análisis de sensibilidad, estimación de parámetros y análisis de escenarios.

BIOWIN

BIOWIN fue desarrollado por Peter Dold, profesor en la Universidad de McMaster en Canadá, implicado en el desarrollo de modelos y control de procesos de fangos activados desde 1978. Su origen se establece en un programa desarrollado en fortran para un modelo elaborado en la Universidad del Cabo por varios investigadores conocidos en el tratamiento de agua residual, entre los que se encontraban Marais, Ekama y Dold. Este simulador contiene un modelo incorporado que no puede ser modificado por el usuario, cada unidad de proceso disponible está establecida y

cada una de ellas tiene su modelo disponible. El modelo permite simular y diseñar, biorreactores, reactores (SBR), decantadores (clarificador), digestores anaerobios y elementos del digestor anaerobio (Gustaf & Newell, 2000). Posee los modelos más completos, flexibles y precisos del mercado, permitiéndole al usuario evaluar entre otros procesos: Remoción de material carbonáceo (DQO, DBO), nitrificación, desnitrificación, remoción biológica de fósforo, fermentación y digestión (aeróbica y anaeróbica), producción de metano, interacción de procesos físico-químicos (precipitación de fósforo y estruvita), sedimentación primaria y secundaria, espesamiento y deshidratación de lodos y desinfección de efluentes.

SuperPro Designer

El simulador de Plantas de Tratamiento de Efluentes Industriales SuperPro Designer v9.0 de Intelligen Inc. (USA), es un simulador de procesos de carácter ambiental vinculado con el acondicionamiento de los efluentes líquidos, gaseosos y sólidos producidos en las distintas industrias de proceso. Incluye un balance de materia global de la planta con la posibilidad de un balance térmico, distintos modelos que representan las etapas de tratamiento de un efluente en particular, una salida con las corrientes intervinientes y sus parámetros asociados (presión, temperatura, densidad, caudales totales e individuales por componente), una salida con los costos de los equipos principales, un análisis global de costos asociados al sistema de tratamiento, una salida con el impacto ambiental de las corrientes que ingresan y egresan del sistema y un análisis de factibilidad económica de la alternativa planteada.

Posee un banco de datos de propiedades fundamentales (básicas y ambientales) de 350 componentes, las propiedades derivadas de las mismas son calculadas cuando la simulación lo requiere. Existe la posibilidad además de la incorporación de nuevos componentes a la base de datos o de modificar las propiedades relacionadas a los existentes.

De manera general los modelos de las diferentes operaciones vinculadas a los sistemas de tratamiento comprenden:

- Reactores químicos y biológicos, con las distintas variantes de operación, entre los cuales podemos citar: reactor aeróbico, anaerobio, percolador, fermentador, sistemas de neutralización, incineración, digestor anaerobio, entre otros.

- Columnas de separación (cromatografías y de intercambio iónico).

- Micro y ultra filtración, ósmosis inversa, distintos tipos de filtros sólido/gas/líquido y precipitado electrostático.

- Separadores de fases y componentes, como ciclones e hidrociclones, destilación, absorción/desorción, extracción, decantadores, clarificadores, espesadores, flotación y separadores de grasas y aceites.

- Secadores, distintos tipos.

- Equipos de intercambio térmico, intercambiadores, condensadores y evaporadores.

- Equipos de impulsión de gases y líquidos.

- Tanques de almacenamiento y operación (ecualizador).

Para el caso específico del tratamiento de efluentes líquidos provenientes de industrias alimenticias, con características de alta carga orgánica (DBO), es posible seleccionar unidades como barros activados y lecho percolador, con equipos complementarios de la operación tales como clarificador, separador de grasas, tanque ecualizador, filtros y secaderos de barros generados. Si el efluente en estudio tuviera otro tipo de características, se podrían seleccionar otras operaciones vinculadas al tratamiento de las mismas.

Los pasos a seguir en la simulación de cualquier sistema de tratamiento implican, selección de los equipos principales intervinientes y definición de las entradas y salidas netas al sistema,

interconexión entre equipos por medio de corrientes internas, todas estas operaciones se realizan a modo gráfico. Especificación de componentes presentes en las corrientes que ingresan indicando concentración o caudal másico individual, presión y temperatura. Selección de modelos de operación de los equipos que forman parte del sistema de tratamiento y parámetros asociados al mismo. Estos últimos se podrán recuperar de la base de datos o modificarlos de acuerdo a la disponibilidad de los mismos. En todos los casos se permite el cálculo de posibles emisiones de componentes volátiles en las áreas expuestas de los equipos. Terminado esto se procede a llevar a cabo la etapa de cálculo, que en general transcurre en escasos minutos o segundos dependiendo de la complejidad del sistema planteado. En el caso de que este último sea matemáticamente divergente se produce una interrupción en la ejecución por exceder el número máximo de iteraciones previstas. Los archivos generados pueden ser leídos en forma de texto o en formato de planilla de cálculo.

3.4 Planta de tratamiento de aguas residuales El Santuario

3.4.1 Ubicación de la planta. Piedecuesta es un municipio del departamento de Santander, Colombia. Se encuentra a 17 km de Bucaramanga, formando parte de su área metropolitana. Su extensión territorial es de 344 kilómetros cuadrados; observamos una alterada geografía que nos ofrece un sinnúmero de valles, mesetas, montañas y colinas, accidentes territoriales que nos presentan una variada climatología, pasando del radiante sol de pescadero a la neblina del páramo de Juan Rodríguez.

El municipio limita por el norte con Tona y Floridablanca. Por el sur con Guaca, Cepitá, Aratoca y Los Santos. Por el oriente Santa Bárbara. Por el occidente con Girón. Límites que a su

vez demarcan las fragmentaciones del relieve municipal por la falla de Bucaramanga al oriente, el nudo sísmico y la falla de los Santos al sur, la falla del río Suárez al occidente y las fallas de Ruitoque y río de Oro por el norte.

Todo lo cual ha conllevado a que los habitantes se adapten a las condiciones socio ambiental de vida propiciada por los pisos térmicos andinos y las dinámicas sísmicas de la región. Por su ubicación en la Cordillera Oriental, Piedecuesta es un municipio productor de agua. Aquí nacen 3 ríos: Oro, Hato y Manco y 12 quebradas. La ciudad de Piedecuesta se encuentra dividida en barrios, urbanizaciones, conjuntos residenciales, e incluso condominios residenciales en las áreas rurales semiurbanas, que en total suman 192 divisiones territoriales.

Después de emplearse durante algunos años la abreviatura "Piecuesta", con la reforma político-administrativa de 1825 se le reconoció como Villa de Piedecuesta. Los colonos españoles de Girón y Pamplona dieron el nombre del "Pie de la Cuesta" al sitio ubicado entre los ríos del Hato, Frío del Oro y Manco al ser empleado para pernoctar y aprovisionar las bestias de carga antes de continuar los viajeros, arrieros y comerciantes su penoso y arriesgado tránsito hacia Pamplona y los andes colombo-venezolanos a través de la cuesta que permitía el ascenso al páramo de Juan Rodríguez (hoy de Berlín) siguiendo la ribera norte de la cuenca alta del río de Oro, así como para ascender a través del empinado y resbaladizo camino real que llevaba al Socorro, y de allí hasta Santafé de Bogotá, a través de la Mesa de Géridas (hoy de Los Santos) y los andes neogranadinos orientales.

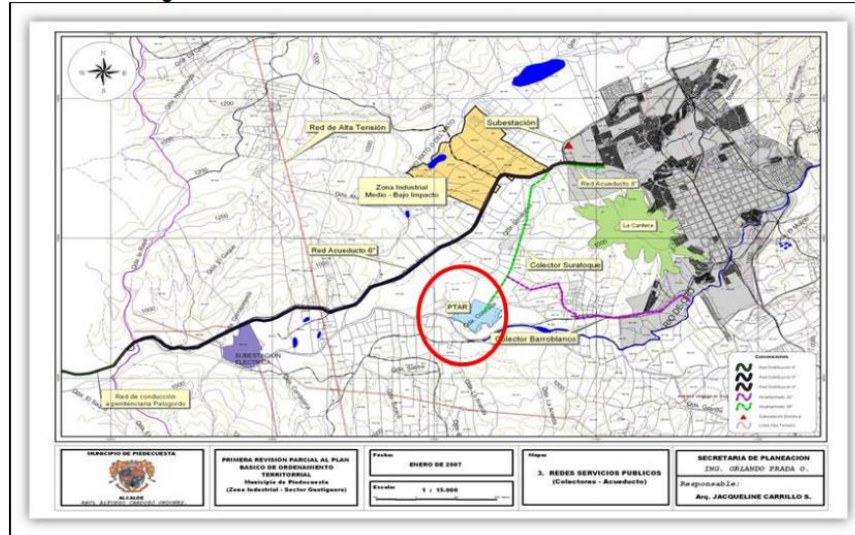


Figura 37. Ubicación de la PTAR

En la actualidad se halla en proceso de construcción la planta de tratamiento de aguas residuales PTAR El Santuario con una capacidad final de diseño de tratamiento de 672 lps con unas remociones esperadas del 92% en términos de DBO5 y de sólidos suspendidos.

3.4.2 Tipo de tratamiento de la PTAR El Santuario. El sistema de la PTAR El Santuario está conformado por el tratamiento preliminar, primario y secundario, constituidos por las siguientes unidades y proceso.

- **Tratamiento preliminar**

El primer paso en el tratamiento del agua que ingresa a la PTAR se encuentra construido por 3 unidades:

Rejillado grueso: Es una rejilla de 60m.m donde se separan principalmente botellas plásticas, vasos plásticos, vasos de tintos, balones pañales, animales muertos.

Rejillado fino: rejilla de 6mm, estas rejillas manejan caudales de 670 lps, en este punto se quedan materia fecal, preservativos y solidos que no se quedaron en el cribado grueso. En total se retiran 22 Ton/mes en este proceso preliminar de limpieza.

Desarenado- desangrado y medición del caudal: El agua filtrada se dirige hacia un depósito de fondo cónico que funciona como una batidora mediante una turbina que gira lentamente (desarenado). En él, las partículas de arena se desplazan hacia las paredes y van depositándose en el fondo por su mayor densidad e insolubilidad en el agua. De ahí se extraen y se retiran mediante una cinta transportadora, para luego ser almacenados en un contenedor para su posterior tratamiento.

Por otra parte, las grasas y aceites que flotan en el agua, debido a su insolubilidad y a su menor densidad, son separados y recogidos por medio de unas paletas que limpian superficialmente el agua (desengrasado).

Se instalaron dos unidades de desarenado-desengrasado, ubicadas en la misma estructura. Las unidades son de tipo aireado, con la introducción de aire por medio de unidades de tipo aeroflot, recogida de flotantes y grasas en superficie y de las arenas del fondo mediante bombas especiales de succión, aquí se retiran grasas y arenas del agua residual en total son retirados 10m³/mes.

- **Tratamiento Primario**

Para realizar la remoción de la carga orgánica, el agua se conduce hacia estanques conocidas como lagunas facultativas con un tiempo de retención de 30 horas, se complementa con la descontaminación por acción de microorganismo aerobios a nivel superficial, y en presencia de bacterias facultativas y se logra una remoción de esta carga.

La modalidad del proceso será de lodos activados con aireación prolongada y eliminación de nutrientes en un reactor que nitrifica y desnitrifica simultáneamente. Se Construyeron dos tanques ara una capacidad de tratamiento de 19.354 m³ al día, equivalente a 224 litros por segundo.

El agua se reparte de forma simétrica a los dos recintos de aireación, mediante dos tuberías de diámetro 800 mm, en estos recintos es donde se produce propiamente el tratamiento biológico de las mismas.

Se ha adoptado dos recintos tipo Carrusel con la parte central recta y los extremos circulares con una altura de agua de 5 m. El volumen unitario de cada recinto es de 7.051 m³, siendo el volumen total del tratamiento biológico es de 14.100 m³. La superficie en planta es de 2.800 m².

En este punto se encuentran ubicados sensores de oxígenos y SST.

- **Decantación secundaria**

En estos tanques se produce la sedimentación del lodo activo y el agua clarificada se separa por decantación. Parte de la materia en suspensión retenida en el decantador se recircula al reactor biológico para mantener una concentración elevada de microorganismos y unas condiciones constantes del proceso biológico. El resto se incorpora a la línea de tratamiento de lodos.

El agua procedente de los recintos después del tratamiento, será conducida a los tanques construidos de decantación, siendo necesarias dos unidades pasando por debajo de cada recinto para entrar por su centro mediante tuberías de diámetro 800 mm. Son recintos de geometría circular, diseñados para una velocidad ascensional menor de 0,50 m/h y un tiempo de permanencia mínimo de 4 horas a caudal medio, de 35 m de diámetro, la altura de agua es de 3,50 m en el vertedero y de 5,15 m en el centro del decantador. La superficie unitaria de decantación es de 856 m² en planta.

Actualmente el proceso de tratamiento de lodos se encuentra en construcción.

El diagrama de bloques que representa el proceso que ocurre en la PTAR El Santuario se ve en la figura 37.

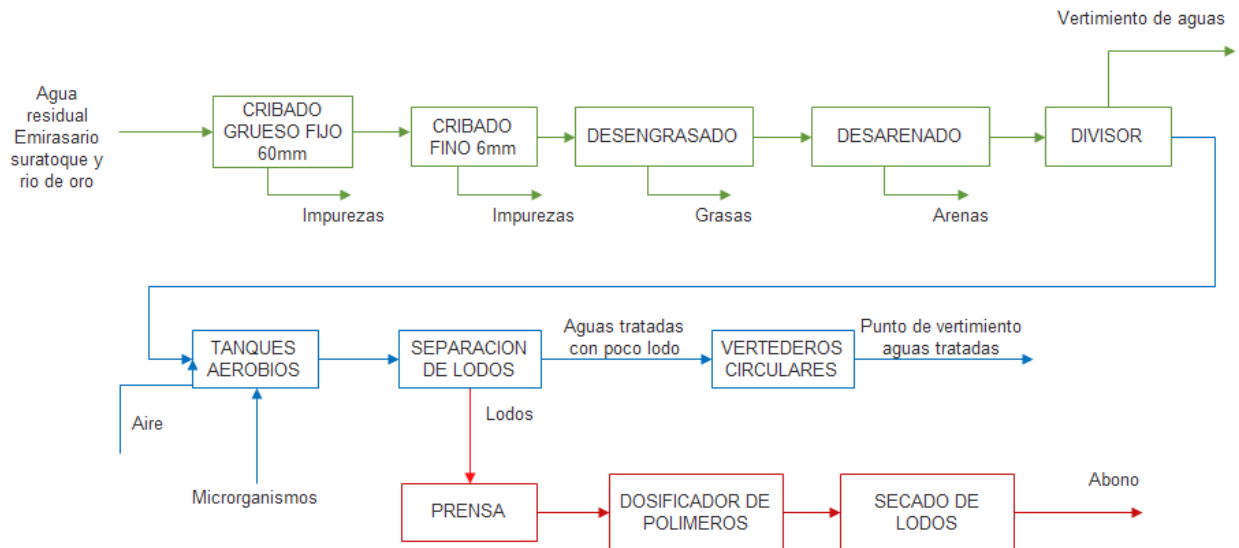


Figura 38. Diagrama de bloques PTAR El santuario

3.5 Simulación del proceso

3.5.1 Metodología usada. En el desarrollo del proyecto, se utilizó el software superpro designer v9.0 como herramienta de simulación para representar el funcionamiento del tratamiento biológico de la PTAR El Santuario del municipio de Piedecuesta. La simulación se llevará a cabo mediante proceso de oxidación total y mediante oxidación total con reactores aerobios en régimen de mezcla. Como punto de partida para la simulación se tienen las concentraciones de entrada al sistema: DQO, DBO, SS, temperatura y caudal.

Una vez introducidos estos datos y definido el esquema de tratamiento se procede a la simulación, el cual automáticamente realiza los cálculos pertinentes de cada una de las unidades

de tratamiento mediante un balance de masa. Las unidades del tratamiento secundario (reactor biológico y el decantador secundario) son consideradas los puntos claves de simulación en el sistema de tratamiento para la obtención de una buena calidad del efluente y fango estabilizado. Aunque el programa de simulación realiza los cálculos automáticamente, es posible realizar cambios por parte del usuario, en el diseño, en la distribución del sistema, número de zonas (zonas aerobias, anaerobias, anóxicas) y criterios de diseño (TRH, TRC). Entre otros parámetros se permite modificar volúmenes, caudales de recirculación, concentraciones de oxígeno, parámetros estequiométricos y cinético del modelo, que son indispensables a la hora de diseñar y optimizar el funcionamiento de la EDAR

Se hace necesario estudiar gracias al uso de estos simuladores la viabilidad de conseguir la calidad del agua efluente y un fango suficientemente estabilizado, utilizando los decantadores primarios como reactor anóxico y los demás reactores como reactor aerobio, así mismo, ver mejoras usando otro tipo de equipos, como la implementación de un reactor UASB.

En la simulación no se tuvo en cuenta el pretratamiento preliminar, pues no se conoce con certeza la cantidad de materia sólida que entra junto con el agua.

Para ingresar los datos es necesario conocer la composición del agua residual (tabla 14) y para ello según los datos dados por la piedecuestana de servicios tenemos que el agua residual este compuesto por:

Tabla 13.

Composición del agua residual

Compuesto	Composición (%)
Agua	99,9869
Glucosa	0,0088
Grasas	0,0029
Proteínas	0,0013

3.5.2 Desarrollo de la simulación. Se comenzó especificando la corriente de entrada según se mostró en la tabla 10 (capítulo 1 modelación de calidad de agua), ver figura 38, para ello en el menú se usa el comando TASK/Pure component/ Register new component, como los compuestos a usar se encontraban en la base de datos no fue necesario crear nuevos compuestos.

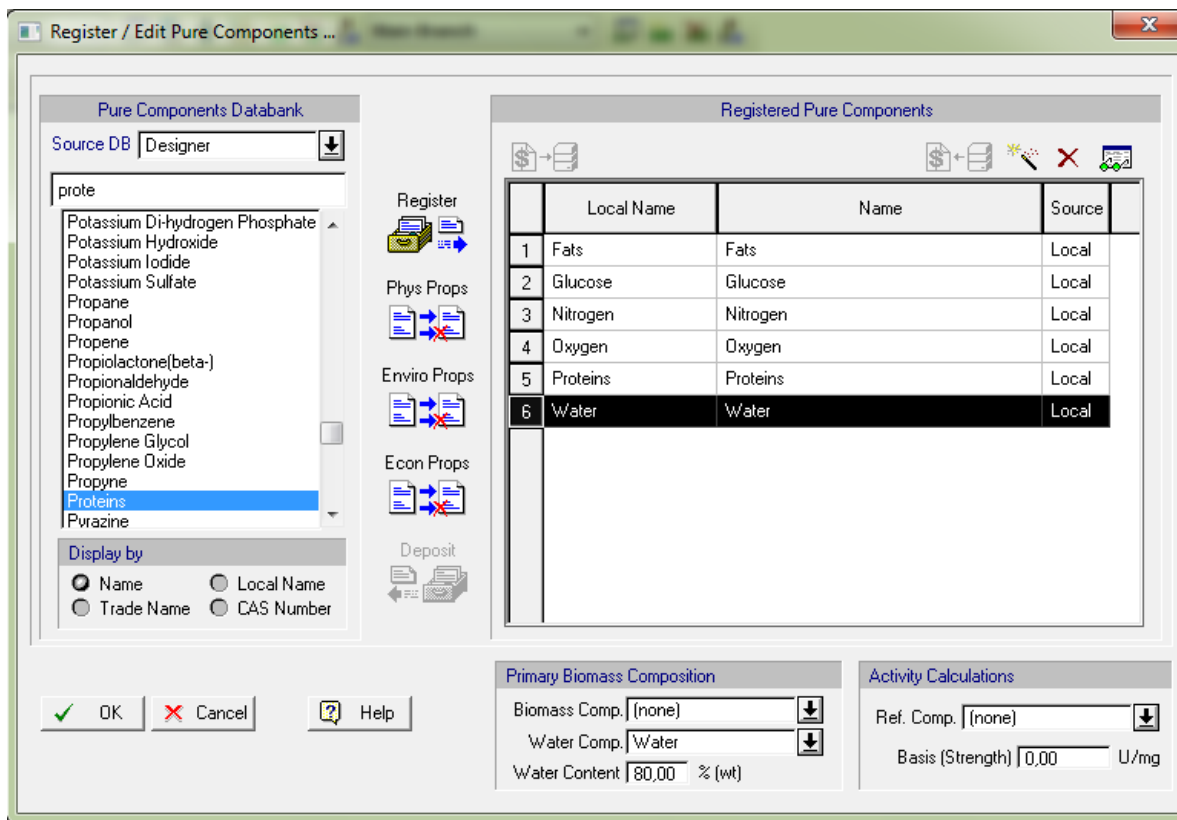


Figura 39. Compuestos necesarios para la entrada a la simulación

Posterior a ello se define la corriente a las condiciones de entrada, ingresando las composiciones y obteniendo las propiedades de esa agua ver figura 39 y 40.

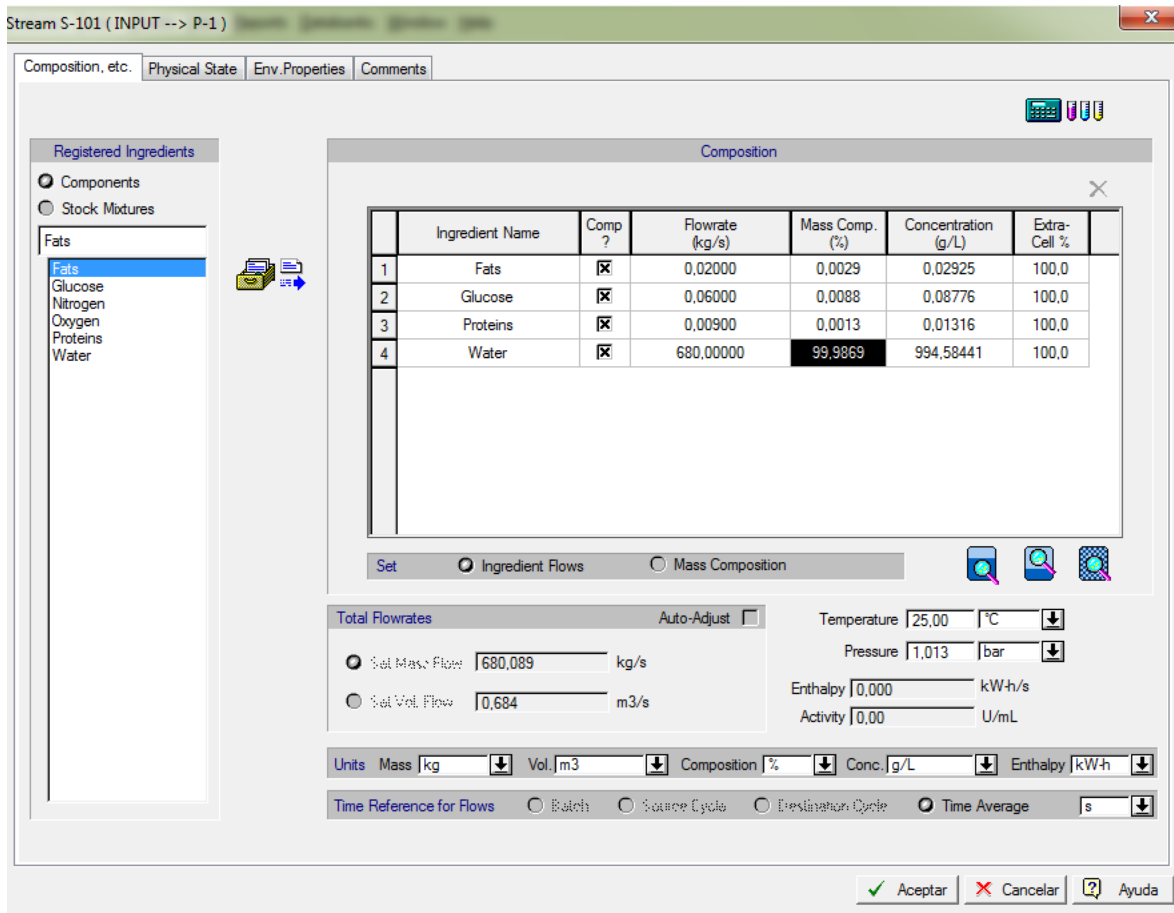


Figura 40. Condición de entrada de agua residual a la PTAR

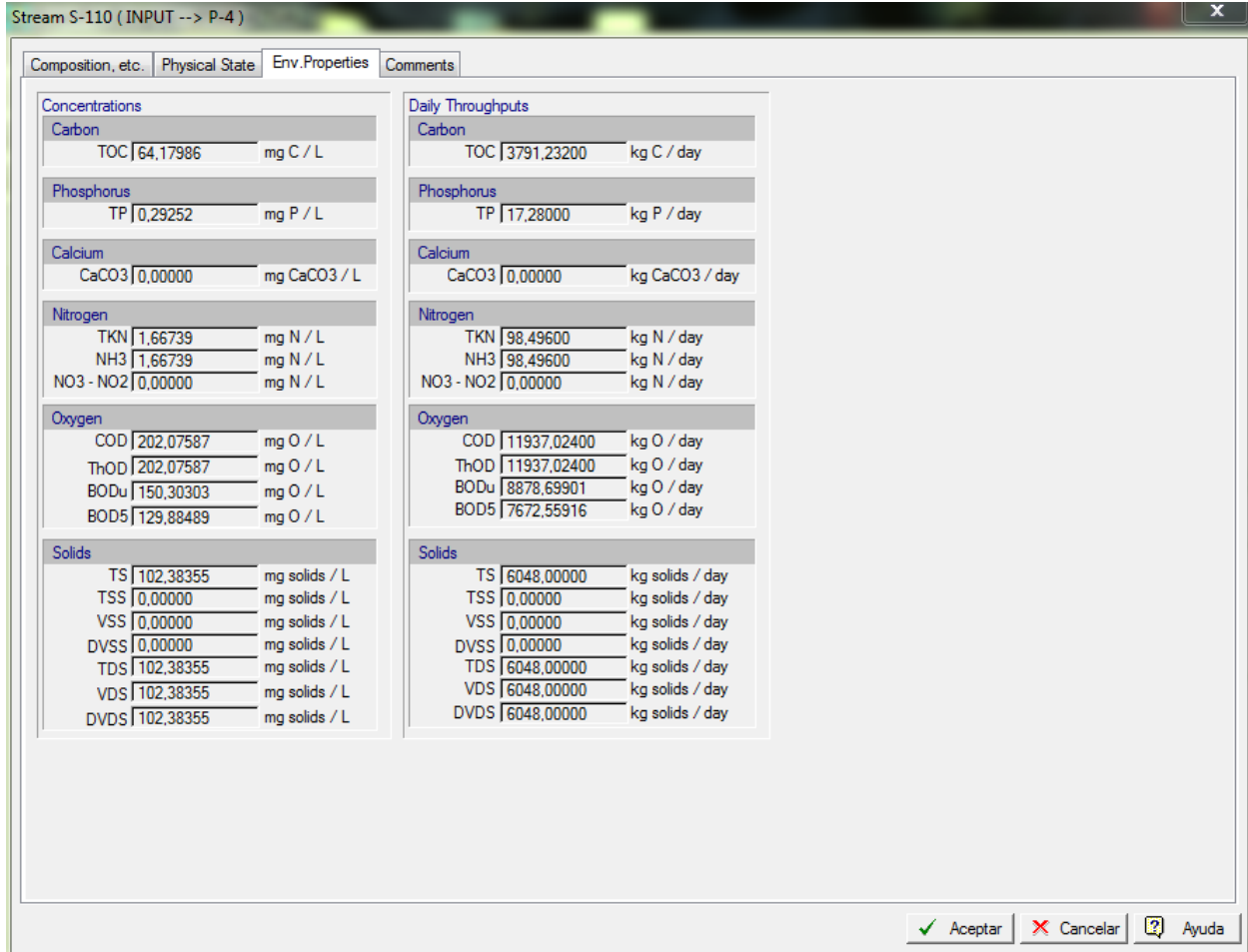


Figura 41. Propiedades calculadas por el software a la entrada de la PTAR

Como se puede ver en la figura 31 el software calcula los datos de oxígeno disuelto y demanda biológica de oxígeno ultima y DBO₅, estos datos calculados se pueden comparar con los datos obtenidos de laboratorio a la entrada de la planta ver tabla 9, al comparar el error se obtiene:

$$\%Error\ DBO_5 = \frac{129,88 - 119}{119} * 100 = 9,14\%$$

Según los datos obtenidos de laboratorio y el simulado a la entrada de la PTAR se tiene un error de 9,14%.

El diagrama de la simulación del tratamiento se puede ver en la figura 41.

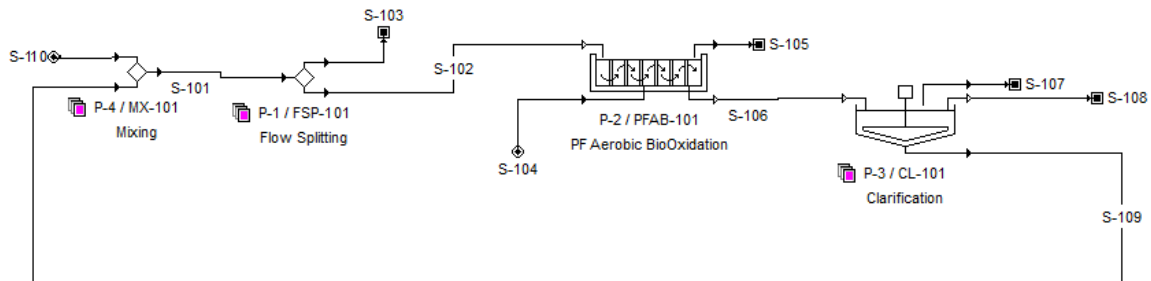


Figura 42. Diagrama de PTAR El Santuario

En el diagrama se puede ver el ingreso de las aguas residuales con un caudal de 672 lps, capacidad total de la planta de tratamiento, estos 672 lps que entran a la planta ya han pasado por el pretratamiento preliminar y se le han retirado gran parte de los sólidos que en ella venía, en el equipo FSP – 101 se divide la corriente y se maneja 220 lps que entran al tratamiento aerobio y luego a la decantación, el resto es enviado al vertedero de la quebrada suratoque.

En la aireación se trabajó con relación volumen liquido/volumen total de 0,85

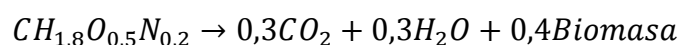
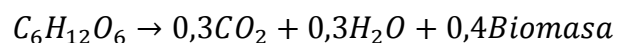
Relación larga/ancho igual a 1

Profundidad 3 m³

Número de unidades 1 con un volumen de 14.000 m³

Y el tipo de aireación superficial.

El simulador utiliza una expresión general de degradación con un término de sustrato, un término de oxígeno y un término de biomasa, relacionados por medio de una constante de velocidad máxima. Dentro del término de sustrato se seleccionó el modelo de Monod, para la constante de velocidad máxima se tuvo en cuenta su dependencia con la temperatura. Las ecuaciones que rigen esto son:



Para el clarificador se tuvo en cuenta que cuenta con un tiempo de residencia de 48 horas, son dos equipos y la concentración de partícula en el fondo corresponde a 5000mg/l.

Los resultados obtenidos a la salida de la simulación y que son vertidos a la quebrada suratoque se pueden observar en la figura 42.

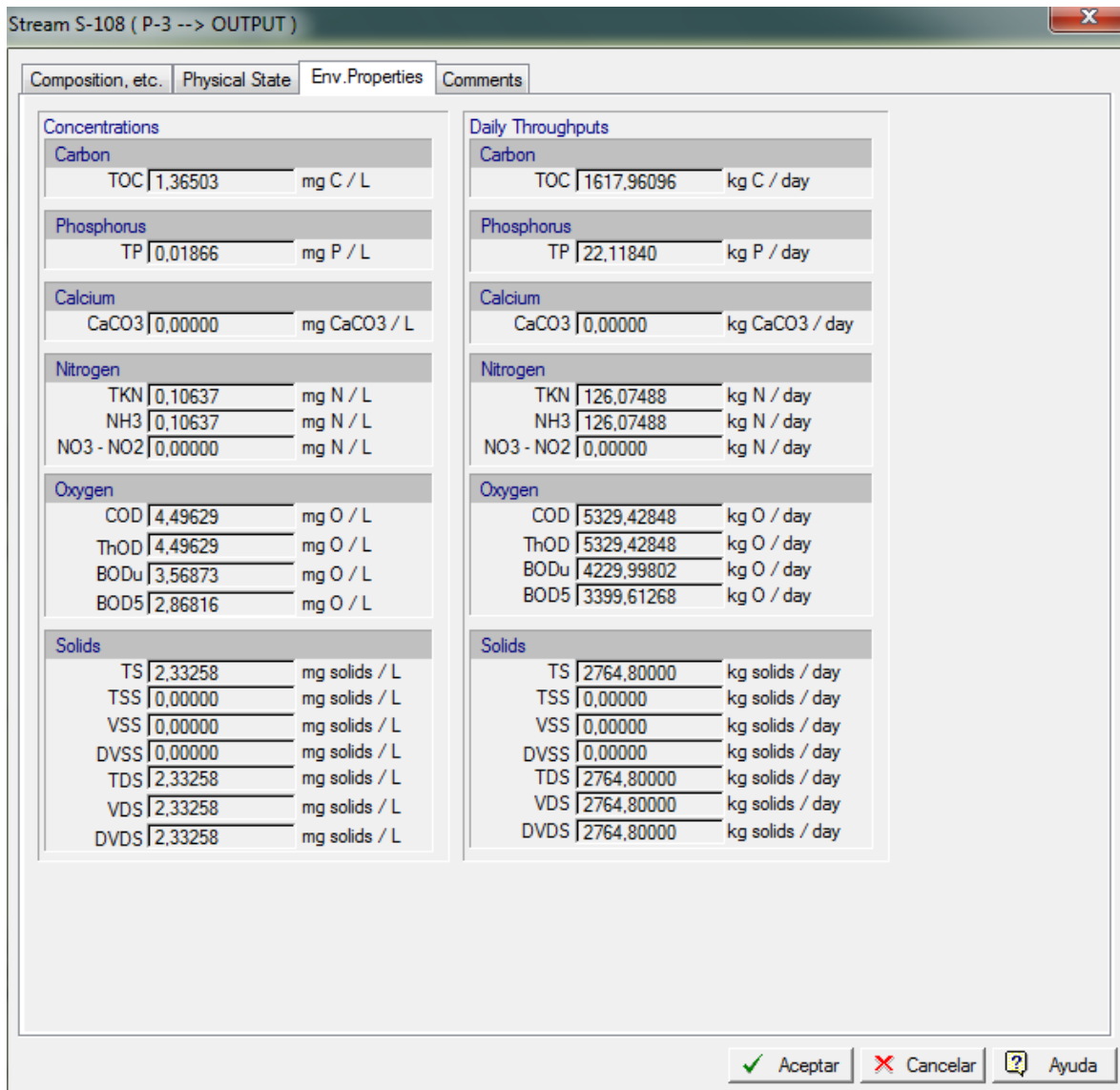


Figura 43. Característica del gua a la salida del PTAR

Comprobando estos datos con el análisis de laboratorio a la salida de la simulación, y al cotejarlos con los parámetros a los que la resolución 0631 del 15 de marzo del 2015 (ver tabla 15)

Tabla 14.

Cumplimiento de parámetros

Parámetro	Simulación	Análisis de laboratorio	Error	Normativa	Cumple?
DBO5 mg O/ L	2,86	2,4	19%	Menor a 5	Si
TKN mg N/ L	0,10637	Menor a 3	-	Menor a 3	Si
ST mg sólidos/ L	2,33	10	76,7%	Menor a 50	Si

Otro de los factores a analizar es la cantidad de carga en función de DBO en el día; con una carga diaria a la entrada de 7672,56 kg de O/día. Al analizar la remoción este es del 55,69%, en una primera etapa del proyecto.

Tabla 15.

Remoción de carga día.

Parámetro	Carga de entrada	Carga salida	Porcentaje de remoción
DBO5 kg O/ día	7672,56	3399,61	55,69%

Como se puede observar en la tabla anterior el porcentaje de error un alto, pero aun así la simulación cumple su propósito de simular el proceso, con cierto grado de certeza, el principal error que se presenta es la caracterización del agua residual que está entrando a la planta y el agua a la salida del proceso no siempre sale a las mismas condiciones.

Para comprobar la eficiencia del simulador al proceso actual de la planta se le implemento una mejora, se ingresó un reactor anaerobio UASB, antes de los tanques aerobios, y se comprobó los datos de salida de la planta ver figura 43

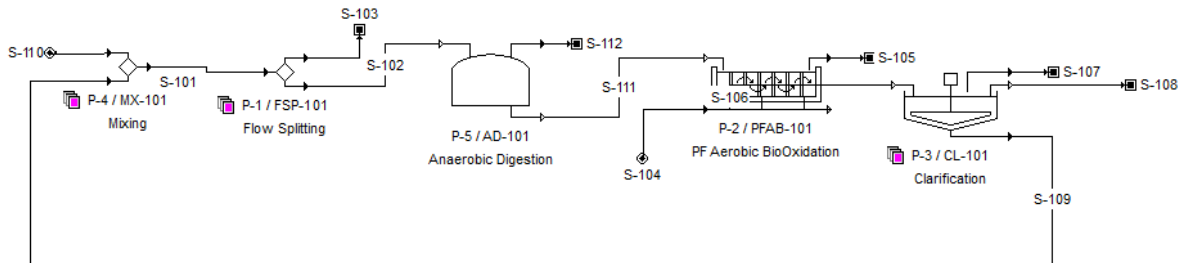


Figura 44. Diagrama de la planta con reactor UASB

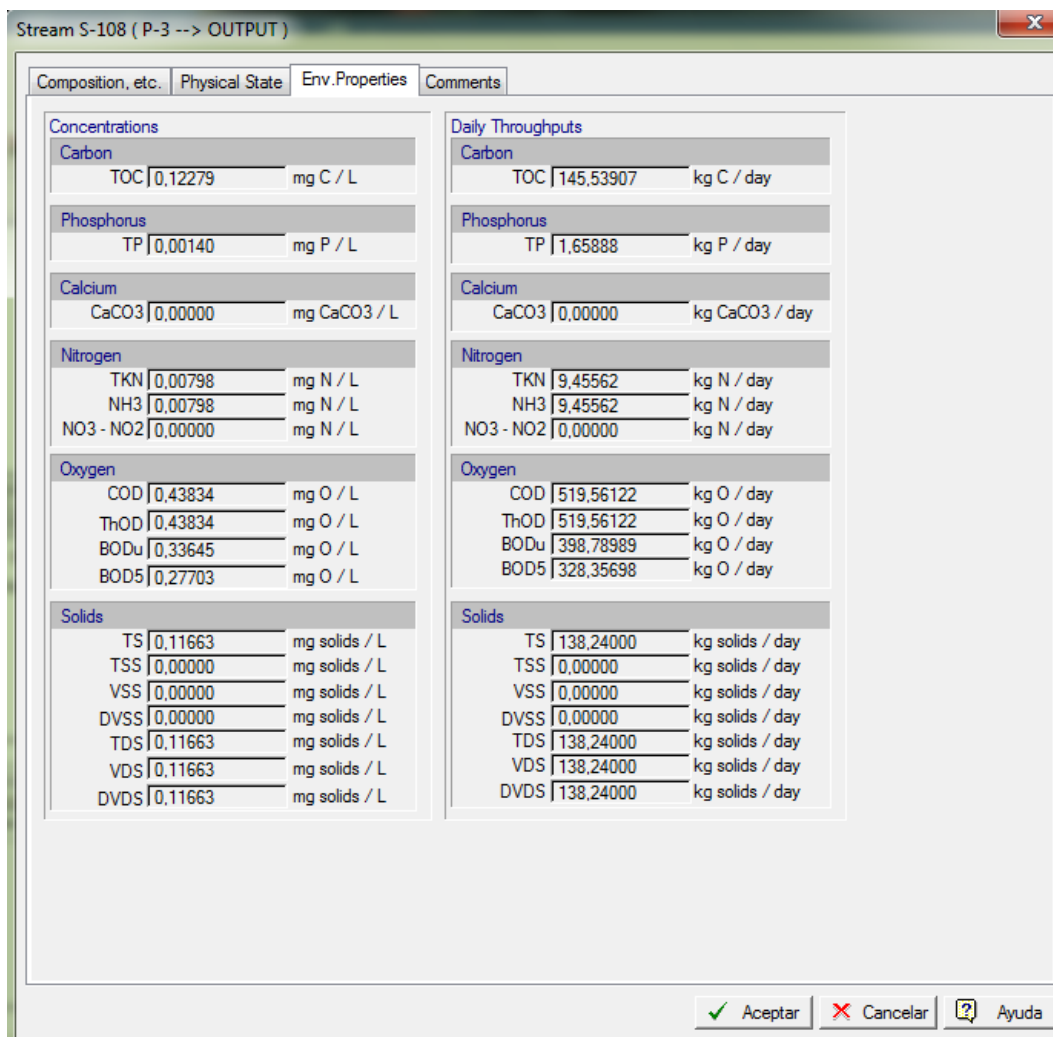


Figura 45. Datos de salida usando un reactor UASB

Como se puede observar en la figura 44 y comparando los resultados sin el reactor UASB figura 42

Tabla 16.

Normativa colombiana con reactor UASB

Parámetro	Simulación sin reactor UASB	Simulación con reactor UASB	Análisis de laboratorio	Error	Normativa	Cumple?
DBO5 mg O/ L	2,86	0,277	2,4	19%	Menor a 2	Si
TKN mg N/ L	0,10637	0,00798	Menor a 3	-	Menor a 3	Si
ST mg sólidos/ L	2,33	0,001	10	76,7%	Menor a 50	Si

Tabla 17.

Porcentaje de remoción usando reactor UASB

Parámetro	Carga de entrada	Carga salida con UASB	Porcentaje de remoción
DBO5 kg O/ día	7672,56	328,3569	95,72%

Como se puede analizar en los dos sistemas actualmente se está operando solo con un tratamiento primario y un secundario obteniendo una remoción un poco mayor al 50%, se evidencia que el software ayuda en la predicción o la optimización de los procesos de la planta, al colocar un reactor UASB el proceso se vuelve más eficiente, obteniendo remociones del 95%, valor deseado por la piedecuestana para operar a plenitud, cabe destacar que en la planta se están llevando a cabo las gestiones y análisis para instalar y poner en marcha los reactores UASB.

4. Conclusiones

Existen algunas dificultades para asignar correctamente la cinética de degradación de los compuestos involucrados y asignados a la Demanda Biológica de Oxígeno, en su totalidad, así mismo, la caracterización de las aguas residuales que entran a la PTAR no son controladas, por lo que el proceso no tiene las mismas condiciones a la salida del proceso.

El Banco de datos de propiedades de compuestos no es completamente riguroso, en ciertos casos se asignan propiedades medias, motivo por el cual el cálculo que se realice en balances de materia es solo aproximado. Siendo por lo tanto una herramienta estimativa de la capacidad operativa de la Planta, aun así, cumple con las expectativas y sirve como un elemento base para iniciar a hacer un nuevo proyecto.

Se puede cumplir que según los datos obtenidos en la PTAR El Santuario, y los datos obtenidos en la simulación hacen que el simulador sea confiable, pero falta certeza en algunos parámetros.

El simulador cumple con su propósito de analizar el proceso al realizar los cambios, en este caso proponer una alternativa de mejora u optimización colocando un reactor UASB, viendo resultados positivos.

Se cumple tanto para la planta como en la simulación la normas legales vigentes pedidas por el gobierno nacional.

5. Recomendaciones

Se recomienda hacer más campañas de monitoreo para poder controlar las condiciones a las cuales entra el agua residual a la planta.

Referencias Bibliográficas

- Alvis, C. (2015). *Evaluación del Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales del Complejo Urbanístico Barcelona de Indias*. Colombia.
- Arrazola, G. (2003). *Programa para el Diseño y Análisis de Columnas de Absorción y Desorción con Empaques al Azar y Estructurados*. Ciudad de Mexico: Escuela de Ciencias Químicas.
- Brown, L., & Barnwell. (1987). *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS*. Estados Unidos: Environmental Protection Agency, Athens.
- Cakici, A. (1995). An Approach to Controlling Sludge Age in the Activated Sludge Process. *Water Research*, 1093 - 97.
- CDMB. (2012). *Plan de Ordenamiento y Manejo Ambiental Subcuenca Río de Oro*. Bucaramanga: CDMB.
- Chapra, S. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. Estados Unidos: McGraw-Hill.
- Chapra, S. (2006). *QUAL2K A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*. Medford: EED.
- Chapra, S., & Pelletier, G. (2006). *QUAL*. Medford: Environmental Engineering Department.
- Chapra, S., & Pelletier, G. (2006). *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (version 2004)*. Medford: EED.
- Charbonneau, P., & Knapp, B. (1995). *A User's guide to PIKAIA 1.0, NCAR Technical Note 418+IA*. Estados Unidos: National Center for Atmospheric Research.

- Coen, F. (1998). Model-Based Characterisation of Hydraulic, Kinetic and Influent Properties of an Industrial WWTP. *Water Science and Technology*, 317-26.
- Dold, P. (1980). *A General Model for the Activated Sludge Process* (Vol. 12). Water Technology.
- Ericsson, B. (1994). *Process Options for Nitrogen and Phosphorus Removal in Domestic* (Vol. 98).
- Fisher, H., List, E., Koh, R., & Brooks, N. (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. New York: Academic Press.
- Garcia, E., & J.Perez. (1985). *Aspectos sanitarios del estudio de las aguas*. Granada: Ed. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada.
- Gerard, K. (1999). *Ingeniería Ambiental, Fundamentos, Entornos, Tecnología y Sistemas de Gestión* (Vol. III). McGraw-Hill.
- Gernaey, K. (2006). WWTP Dynamic Disturbance Modelling An Essential Module for Long-Term Benchmarking Development. *Water Science and Technology*, 225- 234.
- Grady, C. (1999). *Biological Wastewater Treatment*. USA: Marcel Dekker, Inc.
- Gustaf, O., & Newell, B. (2000). *Wastewater Treatment Systems: Modeling, Diagnosis and Control*. IWA publishing.
- Henze, M. (1995). *Activated Sludge Model No. 2 Technical Report*. Londres: Sci. and Tech.
- Henze, M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. Londres: Sci. and Tech.
- Iturrate, E. (2005). *Optimización del Diseño, Operación y Control de las EDAR Utilizando Modelos matemáticos y Herramientas de Simulación*. (Vol. 266). (T. d. Agua, Ed.)

- Jobson, & Shoellhamer. (1987). *User Manual For a Branched Lagrangian Transport Model*. U.S. Geological Survey Water - Resources Investigation.
- Jobson, H. (2001). *Modeling Water Quality in Rivers Using the Branched Lagrangian Transport Model (BLTM)*. Estados Unidos: U.S.G.S .
- Lozano, G., & Peña, E. (2003). *Selección de Modelo de Simulación de Calidad del Agua en el Proyecto Modelación de Corrientes Hídricas Superficiales en el Departamento del Quindío*. Armenia: Universidad del Quindío.
- Metcalf, & Eddy. (1991). *Wastwater Engineering Treatment (III ed.)*. Estados Unidos: McGraw-Hill.
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización*. Madrid: McGraw-Hill.
- Morenilla, J., & Bernácer, I. (2008). *Utilización de Herramientas de Simulación para Definir la Estrategia Óptima de Implementación del Proceso de Eliminación Biológica de Nitrógeno en la EDAR de Ontinyent (Vol. 299)*. (T. d. Agua, Ed.)
- Nuhoglua, A., Keskinlerb, B., & Yildiz, E. (2005). Mathematical Modelling of the Activated Sludge Process—The Erzincan Case. *Process Biochemistry*, 2467-2473.
- Olarte, R. (2003). *Herramientas Para La Implementación de Algoritmos Genéticos en Ingeniería Civil con Énfasis en Hidroinformática*. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana.
- Olsson, G. (1999). *Wastwater Treatment Systems: Modelling, Diagnosis and Control*. IWA.
- Pizzi, N. (2005). *Water Treatment Handbook*. McGraw-Hill.
- Ramalho, R. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté.
- Rosas, A., & Herrera, R. (2007). *El Número de Péclet y su Sinificación en la Modelación de Transporte Difusivo de Contaminantes*. Ciudad de México: Cuarto Congreso Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería.

Shanahan, P., & Hense, M. (1998). *River Water Quality Modeling: III Problems of the Art*. Estados Unidos: Tech.

Socadagui, & Mendoza. (2006). *Manuall de usuario MIKE 11* . Palmira: Universidad Nacional de Colombia.

Takács, I. (1991). A Dynamic Model of the Clarification Thickening Process. *Water Research*, 1263-71.

Tomita, R. .. (2002). Analysis of Activated Process. *Chemical Engineering Journal*, 283-90.

Wang, Y. (1994). *Design of Distributed Effluent Treatment Systems*, (Vol. 18).

Wild, D. (1995). Structured Modeling of Denitrification Intermediates. *Water Science and Technology*, 45-54.

Zeida, A. (2003). BioSys: Software for Wastewater Treatment Simulation,. *Advances in Engineering Software*, 539-49.