

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**MANUAL BÁSICO PARA LA MODELACIÓN NUMÉRICA
DE LA CALIDAD DEL AGUA EN RIOS: PROGRAMA
COMPUTACIONAL HEC-RAS VERSIÓN 4.0.
EJEMPLO DE APLICACIÓN A UN TRAMO DEL RÍO
MACHÁNGARA DENTRO DE LA ZONA DE INFLUENCIA
DE LA CIUDAD DE QUITO**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO
AMBIENTAL**

MARCO ERNESTO GUANO AVILA

marco.guano.a@hotmail.com

VIVIANA ANDREA VELASTEGUÍ CARRILLO

vvelastegui@ymail.com

DIRECTOR: ING. NATHALIA TERESA VALENCIA BONILLA MSC.

nathalia.valencia@epn.edu.ec

Quito, Septiembre 2014

DECLARACIÓN

Nosotros, Marco Ernesto Guano Avila y Viviana Andrea Velasteguí Carrillo, declaramos bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de nuestra autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que hemos consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

A través de la presente declaración cedemos el derecho de propiedad intelectual correspondiente a este trabajo a la Escuela Politécnica Nacional, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente.

Marco Ernesto Guano A.

Viviana Andrea Velasteguí C.

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Marco Ernesto Guano A. y Viviana Andrea Velasteguí C., bajo mi supervisión.

Ing. Nathalia Valencia. MSc.
DIRECTOR DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

A mis padres Marco y Elena ya que son mi ejemplo y mi inspiración para seguir adelante, gracias por su amor, cariño y apoyo incondicional en todos los aspectos de mi vida.

A mis hermanas Kata y Emi porque siempre están ahí con una sonrisa y un abrazo.

A mí querida familia, abuelitos, tíos, tías, primos y primas, por su cariño y por estar siempre pendientes de mí y de mis logros dándome palabras de aliento.

A mis amig@s de la vida, a mis amigos y amigas de la Poli en especial de Ambiental, con los cuales compartí alegrías y tristezas, me llevo grandes vivencias y buenos amig@s, gracias por todo.

A mis compañeras y compañeros de aulas, fue un honor compartir aulas con Uds., éxitos en su vida profesional.

A Vivi mi compañera amiga de tesis, gracias por tu esfuerzo y dedicación para la realización de este trabajo, gracias por escucharme y apoyarme siempre.

A los profesores de La Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental por sus enseñanzas y su tiempo, al Ingeniero Alexis Aguilar por facilitarnos valiosa información y en especial a la Ingeniera Nathalia Valencia por su amistad, por sus consejos y colaboración en este trabajo,

A Dios, a ti debo agradecerte por todo y mucho más.

Marco

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco a Dios por haberme guardado y guiado a lo largo de mi carrera.

Le doy gracias a mis padres Mario y Mercedes por apoyarme y motivarme en todo momento y sobre todo por ser un excelente ejemplo de vida a seguir.

A mi hermana Giselle por ser parte importante en mi vida. A mis tíos y primos, por haberme apoyado en las buenas y en las malas, sobre todo por su paciencia y amor incondicional.

Gracias Ingeniera Nathalia Valencia por creer en Marco y en mí, por la paciencia y por la dirección de este trabajo.

Al Ingeniero Alexis Aguirre, por permitirnos utilizar parte de su trabajo en este proyecto.

A Marco por haber sido un excelente compañero de tesis y amigo, por haberme tenido la paciencia necesaria y motivarme a seguir adelante en los momentos de desesperación.

Un agradecimiento muy especial a Taty, Nathy, Miguel, Diego, Dani, Corn y Elvi por haber hecho de mi etapa universitaria un trayecto de vivencia que nunca olvidaré.

A mis amig@s que me han brindado desinteresadamente su valiosa amistad.

Vivi

DEDICATORIA

A mis padres Marco Guano y Elena Avila por su cariño, por ser mi guía e inculcarme valores que han hecho de mí el hombre que soy, y que sin duda me ayudarán a ser un buen profesional, por todo su esfuerzo para que culmine con éxito esta etapa de mi vida. Esto es por y para Uds. porque los amo.

Y a todos quienes confiaron en mí.

Marco

DEDICATORIA

A mi Abuelito Luis que me ha acompañado en este camino y a mis Abuelitos Reinaldo, Rosita y Berthita, que aunque no se encuentren con nosotros físicamente, siempre están presentes en mi corazón.

Vivi

CONTENIDO

DECLARACIÓN	II
CERTIFICACIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIA.....	VI
CONTENIDO.....	VIII
ÍNDICE DE FIGURAS	XII
ÍNDICE DE TABLAS	16
ÍNDICE DE GRÁFICOS	18
ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS.....	18
RESUMEN	19
ABSTRACT	20
PRESENTACIÓN	21
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	22
1.1 OBJETIVOS	23
1.1.1 OBJETIVO GENERAL	23
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
1.2 JUSTIFICACIÓN	23
CAPÍTULO 2: CONCEPTOS BÁSICOS.....	25
2.1 ASPECTOS BÁSICOS SOBRE HIDRÁULICA FLUVIAL.....	25
2.1.1 TIPO DE FLUJOS.....	25
2.2 ASPECTOS BÁSICOS SOBRE CONTAMINACIÓN DEL AGUA	29
2.2.1 AGUAS RESIDUALES.....	29
2.2.2 AGUA RESIDUAL CRUDA	29
2.2.3 AGUAS NEGRAS	29
2.2.4 SUSTANCIAS ISOTRÓPICAS.....	29
2.2.5 TEMPERATURA	30
2.2.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO).....	30
2.2.7 OXÍGENO DISUELTO (OD).....	31

2.2.8 FÓSFORO	32
2.2.9 NITRÓGENO	33
2.3 FENÓMENOS DE TRANSPORTE	36
2.3.1 ADVECCIÓN.....	36
2.3.2 DIFUSIÓN.....	38
2.3.3 DISPERSIÓN.....	38
2.3.4 SUMIDERO.....	38
2.4 ESTADÍSTICA	39
2.4.1 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA.....	39
2.4.2 ESTADÍSTICA INFERENCIAL.....	39
CAPÍTULO 3: MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA.....	40
3.1 DESARROLLO HISTÓRICO DE LOS MODELOS NUMÉRICOS	42
3.2 UTILIDAD DE LOS MODELOS NUMÉRICOS	47
3.3 TIPOS DE MODELOS.....	48
3.4 DESCRIPCION DE PRINCIPALES MODELOS COMPUTACIONALES DE CALIDAD DEL AGUA.....	51
3.4.1 HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center- River Analysis System)	52
3.4.2 River and Stream Water Quality Model (QUAL2K)	53
3.4.3 Water Quality Analysis Simulation Program (WASP).....	56
3.4.4 AQUATOX - Linking water quality and aquatic life.....	57
CAPÍTULO 4: METODOLOGÍA GENERAL PARA LA SIMULACIÓN NUMÉRICA DE LA CALIDAD DEL AGUA	60
4.1 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE DATOS	63
4.1.1 RELLENO DE DATOS FALTANTES	64
4.1.2 ANÁLISIS DE CONSISTENCIA	71
4.1.3 EXTENSIÓN DE REGISTRO.....	74
4.1.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	76
4.2 CALIBRACIÓN	81
4.2.1 Análisis de Sensibilidad de Primer Orden	85
4.2.2 Calibración del Modelo de Calidad.....	86
4.2.3 Análisis de Incertidumbre.....	87

4.3	VALIDACIÓN.....	88
CAPÍTULO 5: PROGRAMA COMPUTACIONAL HEC-RAS VERSIÓN 4.0.....		90
5.1	GENERALIDADES	90
5.1.1	Requerimientos de Hardware y software	91
5.1.2	Instalación.....	91
5.1.3	Configuraciones Iniciales	92
5.1.4	Pantalla Principal	95
5.2	DEFINICIÓN DE CRITERIOS DE MODELACIÓN	102
5.2.1	MODELO DE CÁLCULO PARA RÉGIMEN ESTACIONARIO	102
5.2.2	MODELO DE TRANSPORTE Y NUTRIENTES.....	109
5.3	HERRAMIENTA DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	110
5.3.1	MODELACIÓN DE TEMPERATURA.....	112
5.3.2	MODELACIÓN DE NUTRIENTES	129
5.3.3	MODELACIÓN DE CONSTITUYENTES ARBITRARIOS	189
5.4	MANUAL BÁSICO DE USUARIO	189
CAPÍTULO 6: APLICACIÓN DE LA HERRAMIENTA DE MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA: HEC-RAS VERSIÓN 4.0 EN UN TRAMO DEL RÍO MACHANGARA		190
6.1	DESCRIPCIÓN DE LA ZONA	190
6.1.1	MORFOLOGÍA TIPO DE SUELOS.....	192
6.1.2	USO DEL SUELO	192
6.1.3	INFORMACIÓN CLIMATOLÓGICA.....	194
6.1.4	DESCRIPCIÓN DEL TRAMO DE ESTUDIO	196
6.2	MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.....	200
6.2.1	DATOS PARA EL MODELO HEC-RAS VERSIÓN 4.0.....	200
6.2.2	PROCESO DE MODELACIÓN	203
CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		226
7.1	CONCLUSIONES.....	226
7.2	RECOMENDACIONES.....	230
REFERENCIAS BIBLIOGRAFÍA.....		231
ANEXOS		237

ANEXO 1: MANUAL.....	238
ANEXO 2: TABLA DE DATOS DE ENTRADA PARA LA MODELACIÓN	319
ANEXO 3.....	324
CÁLCULO DEL COEFICIENTE DE DESOXIGENACIÓN Y EL COEFICIENTE DE REAIREACIÓN.....	324

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1: REPRESENTACIÓN DEL FLUJO UNIFORME Y NO UNIFORME.	27
FIGURA 2.2: FORMAS COMUNES DE CANALES PRISMÁTICOS.	28
FIGURA 2.3: CICLO DEL FÓSFORO SIMPLIFICADO.	32
FIGURA 2.4: CICLO DEL NITRÓGENO.	34
FIGURA 2.5: RELACIONES ENTRE LAS DIVERSAS FORMAS DE NITRÓGENO.	36
FIGURA 2.6: CAMBIO EN LA CONCENTRACIÓN DE UNA SUSTANCIA DEBIDO AL TRANSPORTE ADVECTIVO.	37
FIGURA 3.1: ESQUEMA GENERAL DE UN MODELO.	41
FIGURA 3.2: ETAPAS EN EL DESARROLLO DE UN MODELO DE CALIDAD DE AGUAS.	42
FIGURA 3.3: INTERFAZ DE USUARIO DEL PROGRAMA QUAL2K.	53
FIGURA 3.4: INTERFAZ DE USUARIO DEL PROGRAMA WASP7.	56
FIGURA 3.5: INTERFAZ DE USUARIO DEL PROGRAMA AQUATOX.	58
FIGURA 4.1: RELACIÓN LINEAL, β_0 : INTERSECCIÓN, β_1 : PENDIENTE.	68
FIGURA 4.2: DATOS (X, Y) HIPOTÉTICOS DISPERSOS ALREDEDOR DE LA VERDADERA RECTA DE REGRESIÓN PARA N = 5.	69
FIGURA 4.3: HISTOGRAMA DE LOS DATOS DE FÓSFORO EN UN EMBALSE.	72
FIGURA 4.4: DISTRIBUCIÓN LOG-NORMAL.	74
FIGURA 4.5: MÉTODO DE DOBLES MASAS.	76
FIGURA 4.6: REGIÓN DE ACEPTACIÓN.	80
FIGURA 4.7: REGIÓN DE ACEPTACIÓN.	80
FIGURA 4.8: DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DEL PROCEDIMIENTO DE CALIBRACIÓN DEL MODELO.	82
FIGURA 5.1: VENTANA MENSAJE DE CONFIGURACIÓN.	92

FIGURA 5.2: CONFIGURACIÓN REGIONAL Y DE IDIOMA.	93
FIGURA 5.3: PANTALLA DE CONFIGURACIÓN ADICIONAL.	93
FIGURA 5.4: CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES.	94
FIGURA 5.5: SELECCIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES.	94
FIGURA 5.6: MENSAJE DE CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES.	95
FIGURA 5.7: PANTALLA PRINCIPAL DEL PROGRAMA HEC-RAS VERSIÓN 4.0	96
FIGURA 5.8: OPCIÓN FILE DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.	96
FIGURA 5.9: OPCIÓN EDIT DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.....	97
FIGURA 5.10: OPCIÓN RUN DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.	98
FIGURA 5.11: OPCIÓN VIEW DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.....	98
FIGURA 5.12: OPCIONES DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.	99
FIGURA 5.13: OPCIÓN HELP DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.	100
FIGURA 5.14: REPRESENTACIÓN DE LOS TÉRMINOS DEL BALANCE DE ENERGÍA.....	104
FIGURA 5.15: DIVISIÓN POR DEFECTO EN LAS SECCIONES DE HEC-RAS.	105
FIGURA 5.16: SUBDIVISIÓN DE LA FUNCIÓN DE TRANSPORTE K EN LAS DIFERENTES PARTES DE LA SECCIÓN.....	106
FIGURA 5.17: EJEMPLO GRÁFICO DE ÉSTA ALTERNATIVA DE CÁLCULO.	107
FIGURA 5.18: FACTORES QUE INFLUENCIAN EL RÉGIMEN TÉRMICO DE LOS RÍOS.	113
FIGURA 5.19: LA MEDIA DIARIA Y LA VARIABILIDAD DIARIA DE LAS TEMPERATURAS DEL AGUA COMO UNA FUNCIÓN DE LA CORRIENTE DIRECCIÓN DE AGUAS ABAJO.....	114
FIGURA 5.20: FUENTES Y SUMIDEROS DE ENERGÍA TÉRMICA.	117
FIGURA 5.21: ATENUACIÓN DEL HAZ DE LUZ SOLAR POR LA ATMÓSFERA DE LA TIERRA.	119
FIGURA 5.22: DECLINACIÓN SOLAR COMO FUNCIÓN DE LOS DÍAS DEL AÑO	120
FIGURA 5.23: AJUSTE DE LA FUNCIÓN DEL VIENTO.	128

FIGURA 5.24: INTERRELACIÓN DE LOS PRINCIPALES PROCESOS DE CINÉTICA BOD, DO Y ANÁLISIS DE NUTRIENTES COMO REPRESENTADO POR MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA.	131
FIGURA 5.25: FUENTES Y SUMIDEROS DE NITRÓGENO ORGÁNICO DISUELTO.....	132
FIGURA 5.26: FUENTES Y SUMIDEROS DE AMONIO.....	134
FIGURA 5.27: FUENTES Y SUMIDEROS DE NITRITO.....	136
FIGURA 5.28: FUENTES Y SUMIDEROS DE NITRATO.....	137
FIGURA 5.29: PRINCIPALES INTERACCIONES.....	148
FIGURA 5.30: MENÚ DESPLEGABLE PARA LA ELECCIÓN DE LAS FUNCIONES DE LIMITACIÓN.....	149
FIGURA 5.31: DEMANDA TÍPICA DE OXÍGENO DE LA MATERIA ORGÁNICA CARBONÁCEA Y NITROGENADA EN CORRIENTES HÍDRICAS.....	157
FIGURA 5.32: FORMULACIÓN DE LA CINÉTICA DE LA DBO.	158
FIGURA 5.33: PARÁMETRO DE DEXOSIGNACIÓN K_d VS EL NÚMERO DE REYNOLD Y EL NÚMERO DE FROUDE.	167
FIGURA 5.34: EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO EN AGUA A UNA PRESIÓN DE 760 mmHg.....	171
FIGURA 5.35: PRINCIPALES COMPONENTES PROBLEMA OD.	174
FIGURA 5.36: INTERRELACIÓN ENTRE LOS COMPONENTES DEL BALANCE DE OD.	176
FIGURA 5.37: SECUENCIA DE REACCIONES EN LA DETERMINACIÓN DE OXÍGENO POR EL MÉTODO WINKLER.....	177
FIGURA 6.1: CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO	190
FIGURA 6.2: UBICACIÓN DE LA CUENCA DEL RIO MACHANGARA.....	191
FIGURA 6.3: MAPA DEL TRAMO EL RECREO - EL TRÉBOL.	197
FIGURA 6.4: PANEL DE SELECCIÓN DE COMPONENTES A MODELAR.	203

FIGURA 6.5: INTRODUCCIÓN DE LA LONGITUD DE LA CÉLULA DE CALIDAD DEL AGUA.....	204
FIGURA 6.6: CONFIGURACIÓN PREDETERMINADA DE LA CÉLULA DE CALIDAD DEL AGUA: UNA SOLA CÉLULA DE LA CALIDAD DEL AGUA SE HA COLOCADO ENTRE CADA PAR DE SECCIONES TRANSVERSALES.	205
FIGURA 6.7: ICONOS ESPECÍFICOS PARA LA UBICACIÓN DE LAS CONDICIONES DE CONTORNO.	206
FIGURA 6.8: UBICACIÓN DE LAS CONDICIONES DE CONTORNO EN LA VENTANA DE ANÁLISIS DE CALIDAD DE AGUA.	206
FIGURA 6.9: INTRODUCCIÓN DE CONDICIONES INICIALES.....	207
FIGURA 6.10: INTRODUCCIÓN DEL COEFICIENTE DE DISPERSIÓN.	208
FIGURA 6.11: ORGANIZACIÓN DEL CONJUNTO DE DATOS METEOROLÓGICOS.....	209
FIGURA 6.12: INTRODUCCIÓN DE DATOS METEOROLÓGICOS.	210
FIGURA 6.13: INTRODUCCIÓN DE PARÁMETROS DE NUTRIENTES.	211
FIGURA 6.14: VENTANA DE ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AGUA.	212
FIGURA 6.15: MENSAJE DE FINALIZACIÓN CON ÉXITO LA SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.	212

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 5.1: TABLA DE ICONOS DEL PORGRAMA HEC-RAS VERSIÓN 4.0.	100
TABLA 5.2: CALOR LATENTE PARA VARIOS CAMBIOS DE FASE.....	124
TABLA 5.3: PARÁMETROS PARA FUENTES DE NITRÓGENO Y SUMIDEROS	139
TABLA 5.4: PARÁMETROS PARA FUENTES DE NITRÓGENO Y SUMIDEROS	139
TABLA 5.5: PARÁMETROS PARA FUENTES Y SUMIDEROS DE FOSFORO.....	143
TABLA 5.6: VALORES DE RANGO SUGERIDOS PARA LAS CONSTANTES Y PARÁMETROS DE VELOCIDAD DE ALGAS.....	155
TABLA 5.7: VALORES DEL COEFICIENTES DE ACTIVIDAD DE CUERDO CON LA PENDIENTE DE LA CORRIENTE RECEPTORA SEGÚN BOSKO.....	166
TABLA 5.8: PARÁMETROS PARA FUENTES Y SUMIDEROS PARA DBOC.....	169
TABLA 5.9: VALORES PARA COEFICIENTE DE DESOXIGENACIÓN (K_1) a 20°C.....	169
TABLA 5.10: TASA DE PÉRDIDA DE DBOC POR SEDIMENTOS (K_3).	169
TABLA 5.11: SOLUBILIDAD DE AXÍGENO EN FUNCIÓN DE LA TEMPERATURA Y LA SALINIDAD.	172
TABLA 5.12: SOLUBILIDAD DEL OXÍGENO EN AGUA, (mg/L), EN FUNCIÓN DE PRESIÓN Y TEMPERATURA.....	173
TABLA 5.13: PARÁMETROS PARA FUENTES Y SUMIDEROS PARA OD.....	187
TABLA 5.14: VALORES DEL COEFICIENTE DE REAIERACIÓN (K_2) A 20°C.....	188
TABLA 5.15: TASA DE CONSUMO BÉNTICO DE OXÍGENO (K_4) A 20°C.....	188

TABLA 6.1: USO ACTUAL DE SUELO DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO MACHÁNGARA.....	193
TABLA 6.2: ESTACIONES METEORÓLOGICAS.....	194
TABLA 6.3: VALORES DE PRECIPITACIÓN ANUAL TOTAL (mm).....	195
TABLA 6.4: UBICACIÓN DEL TRAMO EL RECREO-TREBOL.....	196
TABLA 6.8: ESTACIÓN METEOROLÓGICA.....	201
TABLA 6.6: VALORES INICIALES DE LOS PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA.....	213
TABLA 6.7: PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN AJUSTADOS PARA LA SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA TRAMO EL RECREO – EL TREBOL.....	215
TABLA 6.13: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN PARA TEMPERATURA.....	218
TABLA 6.14: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN PARA EL OXÍGENO DISUELTO.....	218
TABLA 6.15: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN PARA LA DBOC.....	219
TABLA 6.16: RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN PARA TEMPERATURA.....	222
TABLA 6.17: RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN PARA EL OXÍGENO DISUELTO.....	223
TABLA 6.18: RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN PARA LA DBOC.....	224

ÍNDICE DE GRÁFICOS

GRÁFICA 6.1: CALIBRACIÓN DE TEMPERATURA DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.	216
GRÁFICA 6.2: CALIBRACIÓN DEL OXIGENO DISUELTO DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.....	216
GRÁFICA 6.3: CALIBRACIÓN DE LA DBOC DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.	217
GRÁFICA 6.4: VALIDACIÓN DE TEMPERATURA DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.	221
GRÁFICA 6.5: VALIDACIÓN DEL OD DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.....	221
GRÁFICA 6.6: VALIDACIÓN DE LA DBOC DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.....	222

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

FOTOGRAFÍA 6.3: TRAMO EL RECREO-TREBOL.	198
FOTOGRAFÍA 6.4: ZONA AGUAS ARRIBA DEL RÍO MACHÁNGARA EN EL SECTOR EL RECREO.....	198
FOTOGRAFÍA 6.5: RÍO MACHÁNGARA	199
FOTOGRAFÍA 6.6: RÍO MACHÁNGARA EN EL SECTOR DE LA RECOLETA.....	199
FOTOGRAFÍA 6.7: ZONA AGUAS ABAJO DEL RÍO MACHÁNGARA EN EL SECTOR EL TRÉBOL.....	200

RESUMEN

La calidad del agua en los sistemas naturales y en particular en las aguas continentales, influye en la salud de los ecosistemas acuáticos y limita los usos del recurso hídrico. Una adecuada gestión de los recursos hídricos es uno de los factores principales para el uso eficiente del agua y, en consecuencia, para alcanzar un desarrollo sostenible que proporcione un equilibrio entre el hombre y el medio ambiente. Ante esta situación, es conveniente analizar su evolución mediante la utilización de sistemas de simulación y monitorización.

En el presente trabajo se revisa la herramienta HEC-RAS y se hace repaso a las metodologías empleadas para la simulación de la calidad del agua en ríos y los modelos de calidad propuestos en los últimos años.

A lo largo de la exposición se analizan los aspectos relativos al cálculo de los parámetros de calidad del agua realizado por el programa, así como también la metodología aplicada para la modelación partiendo desde el análisis de datos de entrada hasta la validación del modelo.

Finalmente, se presenta un ejemplo de aplicación en el Río Machángara en el tramo de El Recreo – El Sena, donde se emplea la información recopilada y procedimientos descritos en el presente trabajo.

ABSTRACT

Water quality in natural systems, particularly inland water resources, influences the health of aquatic ecosystems and limited its use. A proper management of water resources is one of the main factors for the efficient use of water and, consequently, to achieve a sustainable development that provides a balance between man and the environment. In fact, it is desirable to analyze the water systems development using a simulation and monitoring program.

In this study, we analyze the HEC- RAS quality water modeling tool. Also, we review the methodologies used by river quality models and software proposed in the last few years.

Throughout this project, the calculation of the water quality parameters conducted by the program will be discussed, as well as the methodology applied to the modeling, starting from the analysis of input data to model validation.

Finally, an application example is presented in a Machángara river reach (El Recreo – El Sena, where the collected information and procedures described in this paper, is used.

PRESENTACIÓN

El presente trabajo consta de siete capítulos distribuidos de la siguiente forma: en el primer capítulo se presenta un análisis introductorio sobre la problemática de calidad del agua en la actualidad y la modelación como una herramienta de ayuda para este problema. En el segundo capítulo se despliega un listado de términos básicos que se emplean en el transcurso de este trabajo. En el tercer capítulo se expone generalidades de los modelos numéricos empleados durante la historia y algunos de los modelos disponibles en la red. En el cuarto capítulo se presenta la metodología general para la simulación numérica de calidad del agua, que comprende el tratamiento estadístico de datos, calibración y validación del modelo. En el quinto capítulo se profundiza en el funcionamiento del programa de modelación HEC-RAS, se define los criterios de operación y se describe las herramientas de modelación que posee. En el sexto capítulo se describe paso a paso la construcción del ejemplo de aplicación, empleando algunas de las metodologías presentadas en este trabajo.

Por último en el séptimo capítulo, se verifica el cumplimiento de los objetivos planteados, así como se dan recomendaciones para realizar una adecuada modelación numérica de calidad del agua.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

A medida que se incrementan los niveles de desarrollo y, por lo tanto, un aumento en el uso de los recursos hídricos y en la generación de descargas de efluentes contaminantes, se produce un deterioro gradual de la calidad de las aguas naturales.

Este deterioro será consecuencia conjunta de las políticas de desarrollo y las metodologías de control de la calidad del recurso hídrico que se adopten. Es necesario emprender iniciativas de investigación que ayuden a comprender la modelación numérica en ríos así de esta forma conocer y predecir los efectos en la calidad del agua, asociados a diferentes políticas de desarrollo o modelos de gestión del recurso hídrico. Bajo este contexto, el presente proyecto describe las experiencias de modelación de calidad de agua en ríos, presentando en detalle la herramienta de simulación de calidad del agua del programa computacional HEC-RAS 4.0.

Los modelos matemáticos constituyen una importante herramienta, otorgando información anticipada de los impactos en la calidad del agua de la construcción de embalses, traslado de recursos inter-cuenca, incremento de la tasa de reutilización del uso del agua, construcción de obras de tratamiento y conducción de efluentes. De esta forma permiten evaluar el resultado de varias políticas de manejo y control, además seleccionar aquella que resulta óptima, teniendo en cuenta los costos y beneficios asociados.

Los modelos matemáticos de calidad del agua, una vez construidos, calibrados y validados, permiten la comprensión de varios mecanismos que producen las variaciones espaciales y temporales de la calidad de las aguas naturales, lo cual permite seleccionar las variables relevantes y los procesos de mayor importancia en el sistema. Esta comprensión puede ser una herramienta invaluable a la hora de tomar decisiones para manejar los recursos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GENERAL

Elaborar un manual básico para la modelación numérica de la calidad del agua en ríos adaptado a las condiciones locales a través de una síntesis de las bases teóricas y manuales del usuario del programa HEC-RAS versión 4.0.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Exponer los fundamentos teóricos que maneja el programa HEC-RAS versión 4.0 y las consideraciones generales para realizar la modelación de un río según sus características geomorfológicas e hidráulicas.
- Establecer los alcances y las limitaciones del programa HEC-RAS versión 4.0 para la modelación numérica de la calidad del agua de un río.
- Determinar los requerimientos de información necesarios para el ingreso de datos y análisis de los resultados obtenidos, para ejecutar la solución numérica en los modelos HEC-RAS.
- Generar recomendaciones para la simulación numérica de la calidad de agua aplicando el programa computacional HEC-RAS versión 4.0.
- Recopilar y analizar información secundaria disponible referente a la modelación numérica de la calidad de los recursos hídricos.
- Elaborar un ejemplo de aplicación de la herramienta de simulación de la calidad del agua del programa HEC-RAS versión 4.0.

1.2 JUSTIFICACIÓN

Los ríos y corrientes de agua superficial están continuamente expuestos a descargas de residuos y vertimientos de diferente naturaleza que pueden potencialmente afectar la salud pública y la vida acuática, limitar los usos del agua, afectar la ecología y causar pérdidas de amenidad del paisaje.

Los modelos de transporte y calidad del agua sirven como herramientas en estudios de recursos hídricos y de saneamiento del medio ambiente que buscan una aplicación efectiva de técnicas para el manejo y control de la calidad del agua (Thomann y Mueller, 1987; Chapra, 1997) citado por (Camacho & DíazGranados).

La reciente y creciente mejora de los recursos computacionales ha hecho factible el desarrollo y aplicación de complejos modelos numéricos, especialmente distribuidos, para evaluar diversos procesos a varias escalas incluyendo la calidad de agua de una cuenca hidrográfica (Vázquez, 2003; Rankinen y Col., 2006).

Varios autores se han preocupado por proponer metodologías, marcos de modelación y bancos de información cuyo objetivo final es el de obtener modelos predictivos que se conviertan en herramientas útiles para las comunidades

En Ecuador no se ha documentado apropiadamente todo el campo de aplicación que el programa HEC-RAS versión 4.0 puede ofrecer en cuanto a la modelación de calidad de agua de un río, por lo que un estudio de esta herramienta computacional podría establecer los parámetros para su uso en nuestro país.

CAPÍTULO 2

CONCEPTOS BÁSICOS

2.1 ASPECTOS BÁSICOS SOBRE HIDRÁULICA FLUVIAL

2.1.1 TIPO DE FLUJOS

2.1.1.1 Flujo Crítico

El flujo crítico se alcanza cuando la velocidad del flujo en un canal iguala la velocidad de la onda generada por una obstrucción o perturbación. En estas condiciones el número de Froude (Fr) es igual a uno.

Cuando la velocidad de la onda excede a la velocidad del flujo (Fr menor que uno) las ondas pueden fluir corriente arriba, el agua puede estancarse detrás de una obstrucción y se dice que el flujo es subcrítico o tranquilo.

$$Fr < 1$$

Cuando Fr es mayor que uno las ondas no pueden generarse aguas arriba y se dice que el flujo es supercrítico o rápido. En estas condiciones se forma una onda estacionaria sobre la obstrucción del lecho del río.

$$Fr > 1$$

2.1.1.2 Flujo Permanente

Un flujo es permanente cuando las propiedades de un fluido y las condiciones del movimiento del mismo no cambian en un punto con respecto al tiempo, aunque pueden cambiar en el espacio.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = 0; \frac{\partial P}{\partial t} = 0; \frac{\partial V}{\partial t} = 0; \frac{\partial Z}{\partial t} = 0; \frac{\partial T}{\partial t} = 0 \quad (2.1)$$

Donde:

P = Presión

ρ = Densidad

V= Velocidad media

Z= Posición respecto a una referencia

T = Temperatura

2.1.1.3 Flujo No Permanente

Un flujo no permanente cuando las propiedades del fluido y las condiciones del movimiento en cualquier punto cambian con el tiempo y se mantienen constantes en el espacio.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} \neq 0; \frac{\partial P}{\partial t} \neq 0; \frac{\partial V}{\partial t} \neq 0; \frac{\partial Z}{\partial t} \neq 0; \frac{\partial T}{\partial t} \neq 0 \quad (2.2)$$

Donde:

P = Presión

ρ = Densidad

V= Velocidad media

Z= Posición respecto a una referencia

T = Temperatura

2.1.1.4 Flujo Uniforme

Un flujo es uniforme cuando en cualquier parte del fluido el vector de velocidad es idéntico con respecto al espacio.

$$\frac{\partial V}{\partial s} = 0 \quad (2.3)$$

$$V_1 = V_2 \quad (2.4)$$

FIGURA 2.1: REPRESENTACIÓN DEL FLUJO UNIFORME Y NO UNIFORME.



FUENTE:

https://www.meted.ucar.edu/sign_in_es.php?go_back_to=http%253A%252F%252Fwww.meted.ucar.edu%252Fhydro%252Fbasic_int%252Frouting_es%252Fmedia%252Fgraphics%252Funiform_nonuniform_concept.jpg##

2.1.1.5 Flujo No Uniforme

El flujo es no uniforme cuando existen cambios de velocidad con respecto al espacio.

$$\frac{\partial V}{\partial s} \neq 0 \quad (2.5)$$

2.1.1.6 Sección Transversal

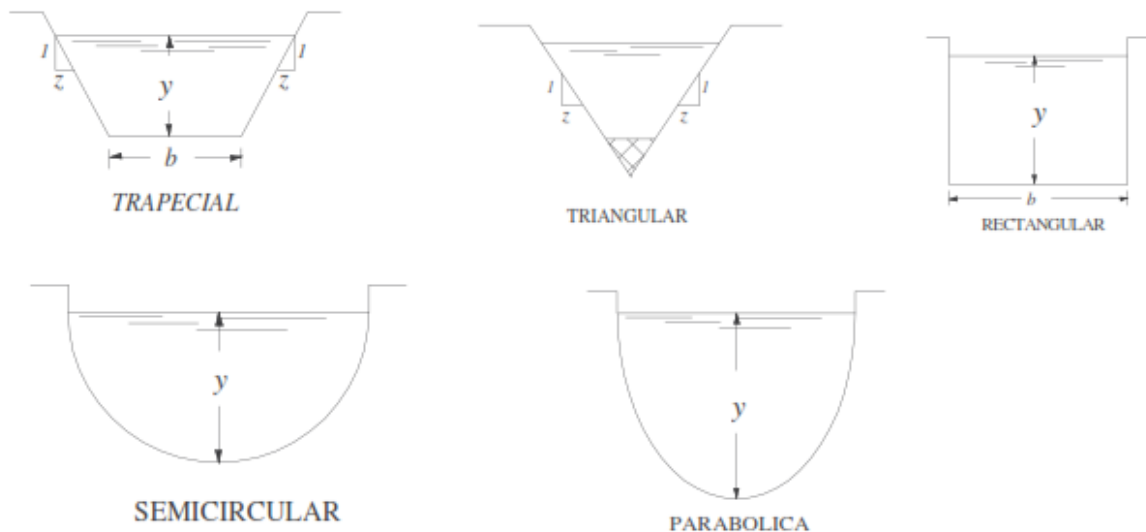
La sección transversal es la proyección de una sección del río que se ha realizado mediante un corte perpendicular al eje largo del mismo.

Se dibuja de tal manera que al observarla, ésta se muestra como si se observara desde aguas arriba; de esta manera, quedan definidas los márgenes izquierda y derecha del cauce.

La forma de los canales puede ser irregular, prismática simétrica o prismática asimétrica. Los canales artificiales pueden ser no revestidos o revestidos con diversos materiales.

Las secciones transversales más comunes de canales abiertos suelen ser rectangulares, triangulares, trapezoidales, circulares y parabólicos.

FIGURA 2.2: FORMAS COMUNES DE CANALES PRISMÁTICOS.



FUENTE:

http://www.efn.uncor.edu/departamentos/hidraul/hidrologia/Auxiliar/Teoria_Flujo_Libre_Guevara.pdf

Al tener la sección transversal de un cauce es posible diferenciar tres niveles de agua característicos: i) el nivel de aguas bajas o de estiaje; ii) el nivel que alcanzan las corrientes ordinarias o más frecuentes; y, iii) el nivel de la planicie de inundación.

2.2 ASPECTOS BÁSICOS SOBRE CONTAMINACIÓN DEL AGUA

2.2.1 AGUAS RESIDUALES

Se define el agua residual como aquella que ha sido utilizada en cualquier uso benéfico. El conocimiento de la naturaleza del agua residual es fundamental para el diseño, operación y control de los sistemas de aguas residuales (recolección y tratamiento).

2.2.2 AGUA RESIDUAL CRUDA

Agua procedente de usos domésticos, comerciales, agropecuarios y de procesos industriales, o una combinación de ellas, sin tratamiento posterior a su uso.

2.2.3 AGUAS NEGRAS

Se llama aguas negras a aquel tipo de agua que se encuentra contaminada con sustancia fecal y orina, que justamente proceden de los desechos orgánicos tanto de animales como de los humanos. La denominación de aguas negras tiene sentido porque justamente la coloración que presentan las mismas es negra. Cabe destacarse que este tipo de agua circula a través de lo que se conoce como cloaca, colector o alcantarilla, que integra el alcantarillado público, construido bajo tierra, generalmente en aquellas avenidas y calles más importantes.

2.2.4 SUSTANCIAS ISOTRÓPICAS

Término aplicado a aquellas sustancias que entre sus propiedades tienen siempre el mismo comportamiento en cualquier dirección, por ejemplo, la conductividad eléctrica en los metales. (Fraume Restrepo, 2007)

2.2.5 TEMPERATURA

La temperatura es tal vez el parámetro físico más importante del agua. Además de afectar la viscosidad y la velocidad de las reacciones químicas, interviene en el diseño de la mayoría de los procesos de tratamiento del agua (coagulación, sedimentación, etc.).

El rango de temperatura del agua que se encuentra en la tierra abarca tanto el punto de congelación (0 °C para el agua fresca y -1.9 °C para agua de mar) y el punto de ebullición (100 °C para el agua dulce, 102 °C para el agua de mar). Gran parte del agua libre de la tierra está contenido en los océanos a temperaturas hacia el extremo inferior de este rango, permaneciendo casi congelados a una temperatura media anual de aproximadamente 1 °C (Domenico & Schwartz, 1990). Aguas muy cálidas se pueden encontrar en pocos lugares en la superficie de la tierra, tales como géiseres y aguas termales, donde el agua se calienta naturalmente a su punto de ebullición. Una pequeña cantidad de agua de la Tierra, en torno al 0.5%, se encuentra en las aguas subterráneas, con temperaturas típicas similares a las temperaturas medias anuales locales del aire. Lagos y ríos, que contienen sólo alrededor de 0.01 % de agua de la tierra tienen rangos de temperatura entre 0 y 40 °C, en las que se produce la mayor actividad biológica. Los lagos poco profundos y ríos en climas cálidos pueden alcanzar temperaturas de 40 °C, sin embargo, las temperaturas máximas de la mayoría de los lagos y arroyos son algo menos que este valor (Denny, 1993).

2.2.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

La DBO se define como la cantidad de oxígeno necesaria para descomponer la materia orgánica presente en el agua residual mediante la acción de bacterias en condiciones aerobias. La DBO es causada por la respiración de las bacterias y cesará al agotarse totalmente la materia orgánica. (Orozco, 2005).

La DBO total se alcanza en dos etapas: en la primera se estabiliza la materia carbonácea (DBOC) y corresponde a la primera fase de la desoxigenación; en la segunda fase se oxidan los compuestos nitrogenados.

En esta segunda fase el amoníaco es oxidado a nitritos y los nitritos a nitratos. Estas dos etapas pueden ocurrir simultáneamente, aunque es común separarlas y suponer que la oxidación de la materia carbonácea es casi total cuando apenas comienza la nitrificación (Salazar, 1984).

La DBOC en una muestra de agua se obtiene por medio de procedimientos estandarizados de incubación en un periodo de tiempo determinado (5 a 20 días). La oxidación de la materia orgánica en las botellas de incubación para la DBO involucra una secuencia de reacciones: una parte de la materia orgánica es oxidada por microorganismos, la cual es usada en su reproducción; y la otra parte es convertida en CO_2 y H_2O .

2.2.7 OXÍGENO DISUELTO (OD)

El oxígeno disuelto (OD) es la concentración de oxígeno existente a determinadas condiciones de presión y temperatura, en una muestra líquida proveniente de líquidos residuales o de un cuerpo de agua. Su concentración en el líquido es función de la presión, la temperatura y la calidad del líquido y es expresada normalmente en mg/l.

La solubilidad del oxígeno en el agua depende de la temperatura ya que a mayor temperatura la solubilidad del oxígeno es menor.

El oxígeno disuelto en los líquidos asegura la degradación de la materia orgánica. Si el agua está contaminada tiene muchos microorganismos y materia orgánica, entonces la gran actividad respiratoria disminuye el oxígeno disuelto. Por lo que el oxígeno disuelto determina el grado de contaminación por materia orgánica. Un nivel alto de OD indica que el agua es de buena calidad.

2.2.8 FÓSFORO

El fósforo es otro elemento esencial para la estructura y función celular. Sirve de componente básico para la estructura de los ácidos nucleicos y de la molécula del Adenosín Trifosfato (ATP), por medio de la cual se almacena y se gasta la energía en los seres vivos. En comparación con el nitrógeno, la abundancia es diez veces menor, pero su efecto sobre la eutrofización es mucho mayor, pues cantidades del orden de milésimas de miligramo, pueden activar el crecimiento de fitoplancton que afectan significativamente la estructura y funcionamiento de ecosistemas acuáticos.

Las lluvias arrastran los fosfatos al agua donde son utilizados por las plantas y por el fitoplancton. El fitoplancton es consumido por el zooplancton y éste pasa al resto de la cadena alimenticia. Al morir los organismos liberan fósforo, del cual una parte va a para a los sedimentos del fondo del río. (Roldán Pérez, 2003)

FIGURA 2.3: CICLO DEL FÓSFORO SIMPLIFICADO.



FUENTE: Henry & Heinke (1999)

2.2.8.1 ORTOFOSFATO DISUELTO

Se considera que los compuestos del fósforo, particularmente el ortofosfato PO_4^{3-} limitan los nutrientes en las aguas tanto estancadas como en movimiento. Un incremento en su concentración, ocasionado por aguas residuales y otras fuentes, resulta en la eutrofización del agua cuyos efectos comunes son un aumento en la población de algas, la pérdida de oxígeno disuelto e incluso, la anoxia en las regiones más profundas.

El intercambio de fósforo con los sedimentos del fondo de las aguas juega un papel importante al hacer al fósforo accesible para las algas y contribuir, por tanto, a la eutrofización.

2.2.9 NITRÓGENO

Los compuestos de nitrógeno tienen un papel importante en el agua, el NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , así como el nitrógeno orgánico, son necesarios para el desarrollo de la vida animal y vegetal en ambientes acuáticos. En un agua natural se pueden encontrar además los siguientes compuestos nitrogenados: moléculas orgánicas nitrogenadas, ácidos aminados, urea, hidroxilamina, amidas, derivados de la piridina, entre otras.

Algunos de los efectos que puede tener el nitrógeno en el agua es que puede ocasionar la disminución de oxígeno disuelto, es capaz de estimular el crecimiento de plantas, en compañía de fósforo puede provocar eutrofización en los sistemas acuáticos, además presentar un riesgo para la salud del hombre, toxicidad para la vida acuática y afectar la capacidad de uso del agua.

Las fuentes naturales de nitrógeno en el agua incluyen la precipitación, el polvo, la escorrentía rural y la fijación biológica. La mayor parte del nitrógeno es de origen atmosférico, pero asimilado gracias a las bacterias y a ciertos vegetales, los cuales transforman el nitrógeno molecular y el nitrógeno nítrico en nitrógeno orgánico.

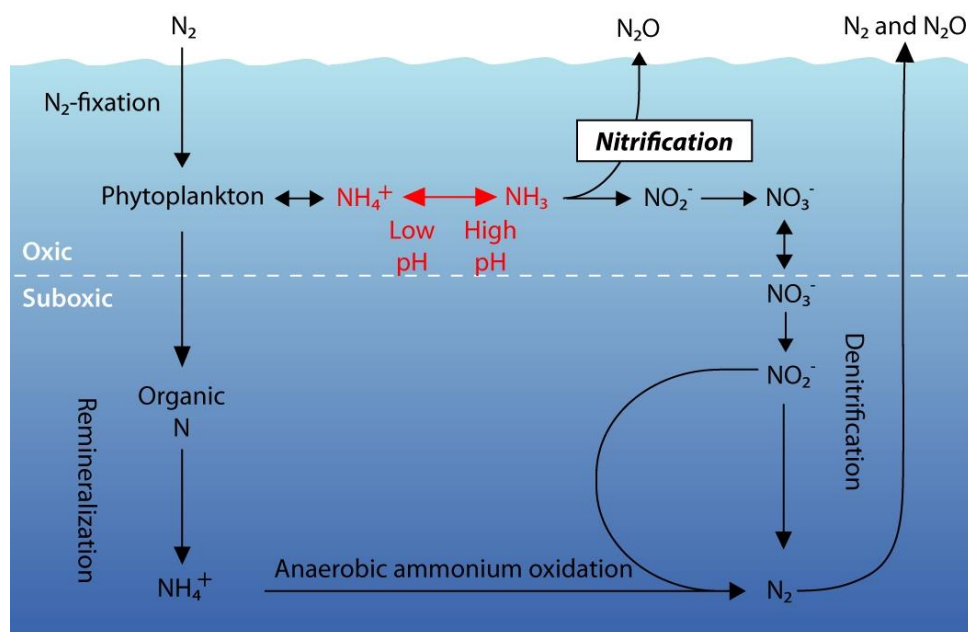
La concentración de nitrógeno en ambientes acuáticos puede incrementarse por las actividades humanas como la agricultura el uso de fertilizantes con altos contenidos de nitrógeno, descargas de aguas residuales, filtración de fosas sépticas y escurrimiento de zonas urbanas y zonas ganaderas.

2.2.9.1 Ciclo del Nitrógeno

El ciclo del nitrógeno es un proceso mediante el cual el nitrógeno circula y recircula, es uno de los ciclos más complejos ya que el nitrógeno se presenta en varias formas orgánica e inorgánica, y tiene varios estados de oxidación, además sigue varios procesos físicos químicos y biológicos.

Durante el ciclo del nitrógeno las reacciones de transformación de más importantes son la fijación, amonificación, asimilación, nitrificación y desnitrificación, en la figura 2.4 se puede observar la dinámica de estos procesos.

FIGURA 2.4: CICLO DEL NITRÓGENO.



FUENTE: <http://www.vistaalmar.es/medio-ambiente/cambio-climatico/1387-la-acidificacion-del-oceano-modificara-el-ciclo-marino-del-nitrogeno.html>

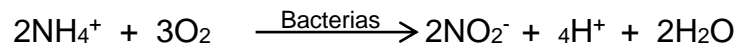
Fijación de nitrógeno.- Es el proceso por el cual determinados organismos son capaces de absorber el N_2 transformándolo en nitrógeno orgánico. Consiste en la

reducción enzimática del N_2 a NH_3 , NH_4^+ o a cualquier compuesto de nitrógeno orgánico. Las cianobacterias son las que realizan la mayor parte de la fijación en agua dulce.

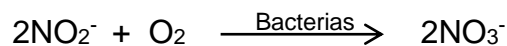
Amonificación.- Proceso en el cual microorganismos mineralizan el nitrógeno orgánico disuelto y lo transforman a nitrógeno amoniacal (NH_3 , NH_4^+).

Nitrificación.- Es la oxidación biológica del amoníaco a nitrito y de nitrito a nitrato. Las bacterias responsables de estas reacciones son denominadas quimioautotróficas debido a que emplean compuestos inorgánicos como fuente de energía.

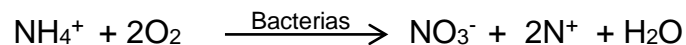
La oxidación del amonio a nitrito la realizan las bacterias Nitrosomonas bajo condiciones aeróbicas:



Los nitritos son oxidados a nitratos generalmente por Nitrobacterias:



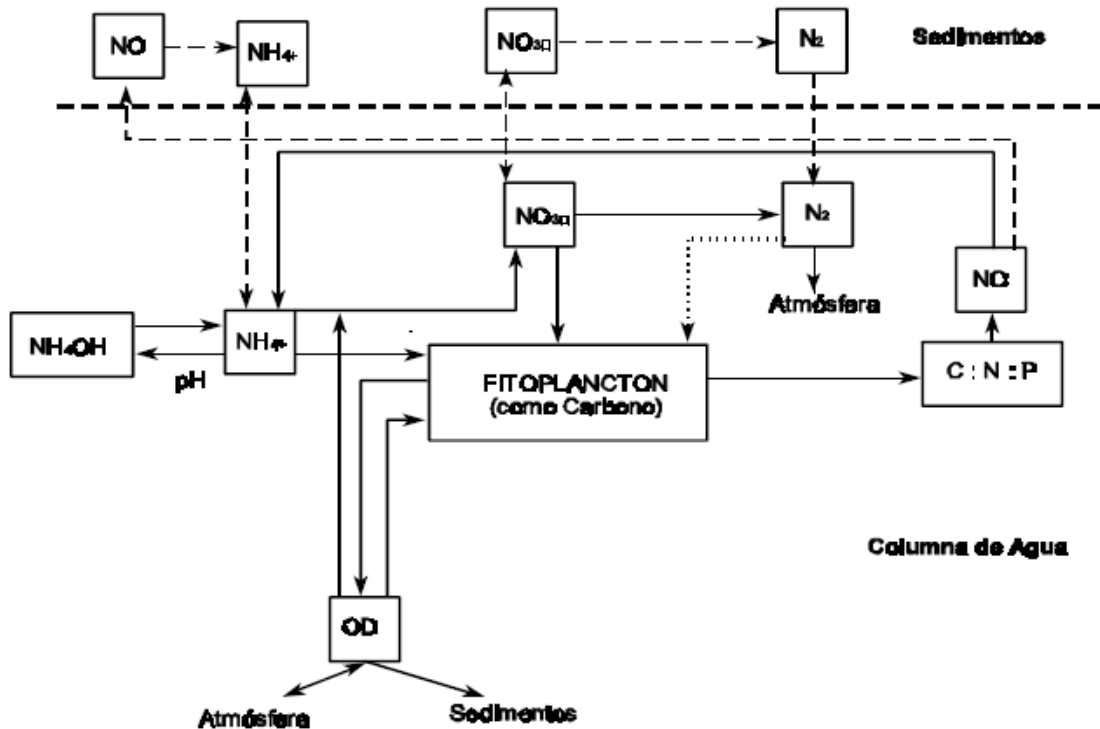
La reacción global de nitrificación es:



Desnitrificación.- es la reducción del nitrato en condiciones anóxicas, que involucran la actividad de diferentes enzimas. Si las condiciones del medio son anóxicas este proceso puede ser importante en la eliminación de nitrógeno fundamentalmente en sedimentos.

Consumo por parte de algas. Amonio y/o los nitratos son consumidos y acumulados en forma orgánica por el fitoplancton, el amonio es consumido preferencialmente.

FIGURA 2.5: RELACIONES ENTRE LAS DIVERSAS FORMAS DE NITRÓGENO.



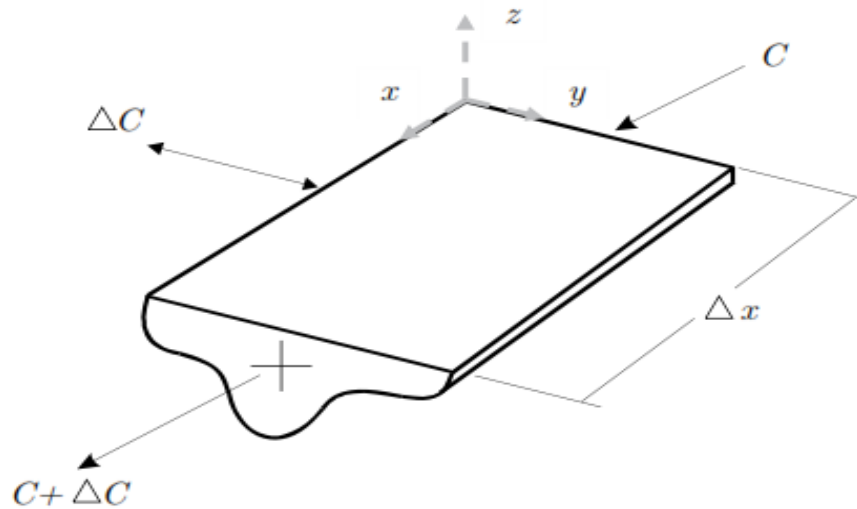
FUENTE: Modelación de calidad del agua, Mommerris & Doménech.

2.3 FENÓMENOS DE TRANSPORTE

2.3.1 ADVECCIÓN

Se define a la advección como el mecanismo mediante el cual una sustancia o contaminante pasa, se mueve o se transporta de un sitio a otro en un cuerpo de agua debido a la fuerza o al impulso del caudal. Si sólo existiera este proceso, el contaminante viajaría a la misma velocidad que el agua y la extensión ocupada por el contaminante sería constante.

FIGURA 2.6: CAMBIO EN LA CONCENTRACIÓN DE UNA SUSTANCIA DEBIDO AL TRANSPORTE ADVECTIVO.



FUENTE: Calidad Ambiental evaluación y diagnóstico 2011, Sierra Ramírez.

De acuerdo al gráfico anterior se presentan las siguientes definiciones:

ΔC : Incremento de concentración en la longitud Δx .

Δx : Longitud del volumen de control.

$C + \Delta C$: Concentración a la salida del volumen de control.

C : Concentración del contaminante a la entrada del volumen de control.

Al realizar un balance de masas en torno al volumen de control, se puede obtener la siguiente expresión:

Acumulación

$$\frac{\partial C}{\partial t} dx * dy * dz \quad (2.6)$$

Masa del contaminante a la entrada

$$C * Q = C * v * dy * dz \quad (2.7)$$

Masa del contaminante a la salida

$$(C + \Delta C)(Q + \Delta Q) = \left(C + \frac{\partial C}{\partial T} dx \right) \left(v + \frac{\partial v}{\partial x} dx \right) dy * dz \quad (2.8)$$

2.3.2 DIFUSIÓN

La difusión se refiere al traslado de masa de un lugar a otro debido al movimiento al azar en el tiempo que tienen las moléculas de agua. El mecanismo de advección transporta la sustancia química de un lugar a otro sin cambiarle su identidad mientras que en la difusión la masa se va diluyendo en el tiempo con un movimiento neto despreciable de su centro de masa. En ambos casos, la sustancia al moverse cambia su concentración pero no su composición química.

2.3.3 DISPERSIÓN

El contaminante se puede esparcir o dispersar porque existen diferencias de velocidad entre dos sitios en el agua. Cuando se presentan dichas diferencias de velocidad la sustancia se mueve en el espacio (eje x) y cambia su concentración pero no su composición química.

2.3.4 SUMIDERO

Es un término que resume los aumentos y/o disminuciones en la concentración de una sustancia debido al material que está entrando o saliendo del sistema. En general, los sumideros corresponden a los aportes de contaminantes ocasionados por las cargas contaminantes puntuales y las distribuidas.

2.4 ESTADÍSTICA

2.4.1 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA

La estadística descriptiva es un conjunto de procedimientos que tienen por objeto presentar masas de datos por medio de tablas, gráficos y/o medidas de resumen.

La estadística descriptiva es la primera etapa a desarrollar en un análisis de información.

2.4.2 ESTADÍSTICA INFERENCIAL

La inferencia estadística es una técnica mediante la cual se obtienen generalizaciones o se toman decisiones en base a una información parcial o completa obtenida mediante técnicas descriptivas.

CAPÍTULO 3

MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA

La construcción de modelos surge de la necesidad de resolver determinados problemas cuando es difícil investigar fenómenos en su modo natural, y cuando resulta aún más complejo predecir el comportamiento futuro.

Según Fernando Cruz (Cruz, 2000) un modelo es una representación del sistema original que queremos investigar. Al sustituir el original por un modelo, podemos estudiar el conjunto de propiedades del modelo y, de tal modo, predecir el comportamiento del sistema original. Es importante tener en cuenta que un modelo no necesariamente implica la utilización de un programa computacional, un modelo puede ser solo el entendimiento de cómo trabaja un sistema. (Sierra Ramírez, 2011)

“Los modelos simbólicos (o matemáticos) utilizan letras números y otros tipos de símbolos para representar las variables y sus relaciones. De aquí que sean el tipo de modelo más general y abstracto. Los modelos simbólicos toman la forma de relaciones matemáticas (casi siempre ecuaciones) que reflejan la estructura de lo que representan” (Ackoff & Saisieni, 1987) citado en (Cruz, 2000).”

De esta manera podemos concluir que un modelo matemático es una representación de ciertos fenómenos que ocurren en un sistema, mediante expresiones matemáticas (ecuación, o conjunto de ecuaciones) que relacionan los parámetros y variables de entrada con los resultados cuantitativos de salida, basados en supuestos y simplificaciones específicas del fenómeno que se está modelando.

FIGURA 3.1: ESQUEMA GENERAL DE UN MODELO.

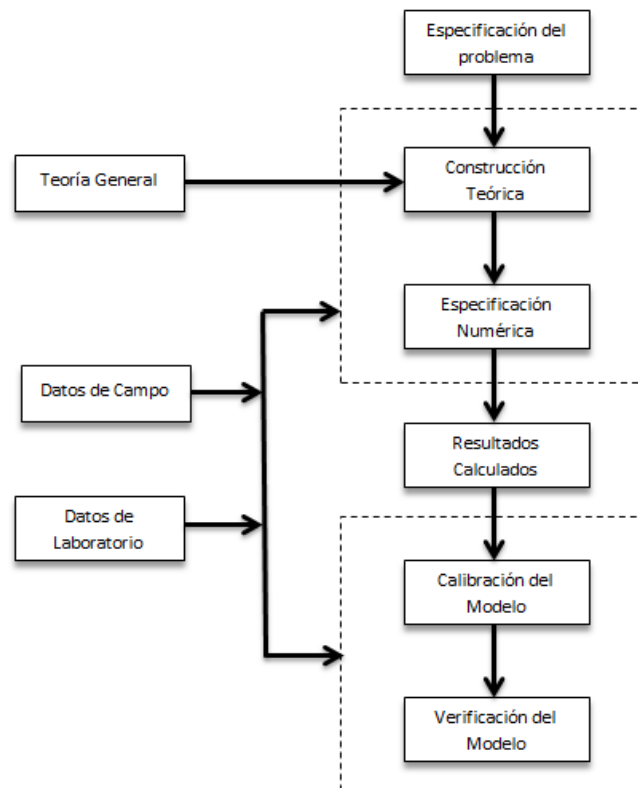
FUENTE: (Castillo)

En la figura 3.1 se muestra esquemáticamente la configuración de un modelo, como sistema simplificado que representa la realidad.

Los modelos de calidad de agua son herramientas que permiten determinar las concentraciones de los contaminantes y el estado de las variables de calidad en los cuerpos de agua, incorporando una gran variedad de agentes físicos, químicos y biológicos que controlan el transporte y la transformación de estas variables.

Los modelos de calidad del agua están compuestos por varias etapas como se muestra en la figura 3.2. Las dos primeras etapas: “Construcción teórica” y la “Especificación numérica” comprende el planteamiento de las ecuaciones que se utilizarán para el modelo así como la obtención de los parámetros en números, obtenidos principalmente de los datos de campo y de los análisis de laboratorio. De estas dos etapas se obtienen los resultados calculados, y con ellos empieza la etapa de “Calibración del modelo” y la “Validación del modelo”, al cumplir todas las etapas el modelo se considera validado.

FIGURA 3.2: ETAPAS EN EL DESARROLLO DE UN MODELO DE CALIDAD DE AGUA.



FUENTE: (Thoman & Mueller, 1987).

3.1 DESARROLLO HISTÓRICO DE LOS MODELOS NUMÉRICOS

El interés científico por predecir los efectos de la incorporación de materia orgánica contenida en aguas servidas a los ríos o corrientes de agua producto de las actividades humanas, dio lugar a que en los años veinte se iniciaran los primeros estudios para conocer el efecto de la descarga de material orgánico biodegradable sobre el oxígeno disuelto de un río o corriente de agua. Resultado de esto fue el clásico modelo desarrollado a principios de las década de los 20 por Streeter-Phelps para analizar la capacidad de autodepuración del río Ohio, en EEUU. Este modelo fue el punto de partida para la conformación de los modelos de oxígeno disuelto, y en general de los de calidad del agua en corrientes de agua. (De Victorica, 1966)

Los modelos de calidad de aguas han ido evolucionando conforme se han ido presentando problemas ambientales en las corrientes de agua, la descarga de aguas servidas con o sin tratamiento, la intensificación de la actividad industrial, y la agricultura generan graves problemas en el medio acuático. El avance de la tecnología informática, la disponibilidad de equipos más rápidos y con mayor capacidad han influenciado en la evolución de los modelos de calidad del agua, es así que hoy en día se puede encontrar modelos cada vez más amigables e interactivos, con diferentes características y requisitos. (Carrera, 2011)

Como se mencionaba en párrafos anteriores, en el año de 1925 Harold Warner Streeter y Earle Bernard Phelps desarrollaron una ecuación que representa el decaimiento de oxígeno disuelto (OD) por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y su recuperación por reareación con oxígeno atmosférico. El modelo de Streeter-Phelps consiste en una ecuación de balance de oxígeno para una descarga puntual a una tasa constante con condiciones hidrodinámicas estacionarias y para un tramo con geometría uniforme, es considerado el primer modelo aplicado a una corriente de agua, y posteriormente fue adaptado tanto para fuentes puntuales como para fuentes difusas o dispersas.

En la década de los '50 y '60, se desarrollaron modelos de dinámica de población y de eutrofización aplicables a ríos. En Estados Unidos, en 1960, con la disponibilidad de computadores centrales se desarrollaron varios modelos, algunos de los más destacados fueron: (Ambrose, Wool, & Barnwell, 2009)

- Programa de análisis de calidad del agua de estimulación temprana (WASP), (Water Quality Analysis Stimulation Program).
- Modelo estuario dinámico (DEM), (Dynamic Estuary Model).
- Modelo de gestión de aguas pluviales (SWMM), (Storm Water Management Model).
- Los primeros modelos QUAL.

Después de este periodo muchos de estos modelos se convirtieron en la base para continuar el desarrollo de modelos.

Es así que a mediados de los años '70 se elaboraron nuevos modelos numéricos de calidad del agua, orientados a resolver las concentraciones de “contaminantes convencionales”, entendiéndose por ellos a las siguientes variables: OD, DBO, bacterias termotolerantes, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo disuelto y contaminantes arbitrarios, entre las más comunes. Por contaminantes arbitrarios se designa a los constituyentes que pueden ser especificados por el usuario según las opciones del modelo. (Jørgensen, 1994) Citado en (Trento, 2001)

Además en este período surgieron numerosos modelos de distinta complejidad, algunos capaces de realizar pronósticos ante eventos hipotéticos, y otros aptos para manejar los recursos hídricos a escala regional. Estos modelos se caracterizan por la presencia de una fuerte base ecológica dirigida a una mejor representación de los procesos biológicos. Algunos de los modelos desarrollados en EEUU por algunos programas se mencionan a continuación: (Ambrose, Wool, & Barnwell, 2009)

- EE.UU. EPA, Centro de Modelamiento de Calidad del Agua (CWQM) (Center for Water Quality Modeling).
 - Programa de simulación hidrológica - Fortran (HSPF)
 - WASP3
 - QUAL2E
 - Sistema de modelado de análisis de Exposición

- EE.UU. Cuerpo de Ingenieros del Ejército, Estación Experimental de Vías Navegables.
 - CE-QUAL-R1
 - CE-QUAL-W2
 - CE-QUAL-RIV1

- EE.UU. Cuerpo de Ingenieros de Ejército.
 - HEC-RAS
 - HEC-DSS

- HEC-HMS

Algunos de estos modelos unidimensionales desarrollados en los años '80 continúan empleándose en la actualidad.

Durante el período comprendido entre 1980 y mediados de 1990, con la disponibilidad de microordenadores personales, los modelos antiguos fueron más refinados y mejorados. En EE.UU. EPA emitió las versiones 4 y 5 de WASP con módulos actualizados de calidad del agua, mejores vínculos de transporte, y fueron desarrolladas las versiones iniciales de pre-y post procesadores.

QUAL2E-UNCAS fue refinado por Brown y Barnwell (1987) y ampliamente aplicado por Barnwell, Brown y Whittemore (2004), HSPF fue desarrollado y aplicado por consultores expertos para las cuencas hidrográficas de EE.UU.

A mediados de la década de 1990 el desarrollo de los modelos de calidad del agua se promovió debido a las mejoras en el sistema operativo Windows, además de contar con redes de área local de mayor capacidad conectadas a internet y ordenadores más rápidos.

Esta tecnología permitió el acceso a las fuentes de datos e información a distancia. Base de datos estandarizada y hojas de cálculo permitieron un análisis más exhaustivo de los datos observados y los resultados del modelo. (Ambrose, Wool, & Barnwell, 2009) Las interfaces gráficas de usuario del modelo (GUI) por sus siglas en inglés y sistema de información geográfica (SIG), facilitaron en gran medida el acceso a los modelos y ampliaron su alcance.

El modelo Storm Water Management Model (SWMM) fue utilizado en todo el mundo para la planificación, análisis y diseño relacionados con escorrentía de aguas pluviales, alcantarillas combinadas, alcantarillado sanitario, y otros sistemas de drenaje en las zonas urbanas, con muchas aplicaciones en zonas no urbanas.

Durante mediados de 1990 y 2000, la oficina del agua de la EPA en los EE.UU. patrocinó el desarrollo de conocimientos científicos de la evaluación de fuentes

puntuales y no puntuales (BASINS), un sistema de análisis ambiental de usos múltiples diseñado para la realización de las cuencas hidrográficas y los enfoques basados en la calidad. BASINS integra la tecnología SIG, bases de datos ambientales, herramientas de análisis y programas de modelado para apoyar el desarrollo de planes de gestión de cuencas hidrográficas, incluyendo cargas máximas diarias totales (TMDLs). La versión inicial, publicado en 1996, se basó en ArcView2, las versiones posteriores 2.0 (1998), 3.0 (2001), y 3.1 (2004) funcionan con ArcView3.x.

La EPA también impulsó el desarrollo de QUAL2K, una versión actualizada basada en QUAL2E con varias mejoras en el modelo de segmentación, se evalúa las formas de la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea, simulación de partículas de la materia orgánica, son modelados la anoxia y la desnitrificación, cálculo extinción de la luz, una mayor simulación de pH, y las funciones de eliminación de patógenos, entre otras.

A mediados de la década de 2000 el uso extendido del internet y el avance de la tecnología informática, ordenadores más rápidos, capaces de manejar más detalladamente el análisis ambiental (espacial y temporalmente), mejores interfaces de usuario y software SIG, un mayor acceso a datos ambientales de los repositorios en línea, y esquemas de modelización más complejos que vinculan la hidrodinámica, la calidad del agua, las cuencas hidrográficas y los modelos atmosféricos; permitió mejoras en los modelos de calidad del agua.

Diversos ordenadores disponibles en la actualidad permiten el desarrollo de interfaces gráficas de usuario, incluidos los vínculos de SIG. La posibilidad de animar la dinámica de la calidad del agua en un mapa geográfico ofrece a los usuarios de modelos, actores y tomadores de decisiones la capacidad de concentrarse rápidamente en las áreas críticas y tomar mejores decisiones sobre la gestión del recurso hídrico.

Impulsados por las necesidades de reglamentación y el continuo avance de la tecnología, la modelización de la calidad del agua debe seguir mejorando en varios frentes.

3.2 UTILIDAD DE LOS MODELOS NUMÉRICOS

El incremento en el uso del recurso hídrico y el aumento de descargas de efluentes contaminados puede ir produciendo un deterioro gradual de la calidad de las aguas naturales, en parte consecuencia de las políticas de desarrollo y de las metodologías de control de la calidad del recurso hídrico que se adopten, los modelos de calidad de agua ayudan a predecir el comportamiento de las fuentes superficiales sometidas a descargas de efluentes contaminantes y predecir la evolución de la calidad del agua implementando diferentes políticas de desarrollo y alternativas de control de descargas, esto permite establecer acciones preventivas antes de que aparezcan consecuencias negativas.

Los modelos de calidad del agua nos permiten predecir el contenido futuro de varios contaminantes o parámetros de la calidad de agua, esto ayudará a tomar decisiones más acertadas en torno al manejo del recurso hídrico. (Riecken, 1995)

Así también los modelos de calidad del agua son útiles para evaluar diversos escenarios y predecir el impacto que tendrán varias alternativas de manejo del recurso hídrico, ya que conceden información anticipada de calidad del agua de la construcción de embalses, traslado de recursos inter-cuenca, incremento de la tasa de reutilización del uso del agua, construcción de obras de tratamiento y conducción de efluentes, etc.

Los modelos matemáticos de calidad de agua sirven como una eficiente herramienta de planificación, ya que permiten seleccionar la política de manejo de la calidad de los recursos hídricos que resulta más óptima, ayudando a mejorar costos y beneficios asociados a la implementación de adecuadas políticas de manejo y control.

Una vez construidos, calibrados y validados, los modelos matemáticos de calidad del agua, permiten una comprensión de los mecanismos que producen las variaciones espaciales y temporales de la calidad de las aguas naturales, seleccionar las variables relevantes y los procesos de mayor importancia en el

sistema. Esto permite tomar decisiones rápidas para manejar los recursos. (Castillo)

Los modelos matemáticos de calidad del agua constituyen herramientas para evaluar la probabilidad de ocurrencia de eventos críticos de contaminación y, de esta manera, constituyen una ayuda extraordinaria para establecer políticas de prevención.

3.3 TIPOS DE MODELOS

Existen varios tipos de modelos de calidad del agua en el presente documento se consideró la clasificación propuesta por Oroszco en su artículo “Los modelos de simulación como herramientas de gestión del recurso hídrico” por ser la más completa. También se recopilan conceptos de Riecken (1995). A continuación se presenta los principales tipos de modelos de calidad de agua que podemos encontrar:

a) Según la forma de pensamiento lógico:

- Modelos matemáticos deterministas o de deducción: como su nombre lo indica consiste en deducir teoremas partiendo de axiomas o principios generales (del todo a las partes) esto da lugar a ecuaciones diferenciales cuya resolución para las diferentes condiciones iniciales y de contorno son las soluciones y/o simulaciones de la conducta del sistema.
- Modelos matemáticos estocásticos, probabilísticos, de inducción o inferencia. Estos tipos de modelos parten de hechos observados y a partir de estos se derivan conclusiones o postulados generales (de las partes al todo). El razonamiento inductivo cuantifica la incertidumbre y se habla de posibles soluciones con un intervalo de incertidumbre o error de estimación.

b) En función del coeficiente de dispersión:

- Modelos de flujo pistón: el coeficiente de dispersión es cero en todas las ecuaciones.
- Modelos de mezcla: el coeficiente de dispersión es diferente de cero

c) Según la variación en el tiempo:

Estos términos se refieren a la presencia o ausencia de una dependencia del tiempo.

- Modelos estáticos o de estado estacionario: todas las variables describen un comportamiento que es constante en el tiempo y por lo tanto es independiente del tiempo.
- Modelos dinámicos: son aquellos que son dependientes del tiempo ya que describen un comportamiento que varía con el tiempo.
- Modelos quasi-dinámicos: requieren algunas condiciones de contorno constantes pero permite que varíen otras condiciones

d) Según las posibilidades de descripción del sistema:

- Modelos de descripción interna o determinista: son aquellos en los que se facilita toda la información necesaria para describir todas las propiedades del modelo. En definitiva, se definen relaciones entre los datos de entrada y las variables de estado, y por lo tanto de las variables de estado con las variables de salida.
- Modelos de Caja Negra o de input-output: son transformadores de los datos de entrada, sin poder intervenir en funciones de transformación internas. No se asume ningún conocimiento previo de las características del sistema. Cuando se aplican a calidad de agua se pueden utilizar para

modelar las variaciones con el tiempo en un punto fijado basándose en las medidas en el mismo punto, o para conocer los valores en un punto determinado a partir de las condiciones en la cabecera del tramo.

Estos modelos pueden ser de dos tipos:

i) Estadísticos: en los que se ajusta de forma empírica, usualmente polinómica, la relación de las variables de salida con las variables de entrada. Utilizando unos parámetros calibrados a partir de medidas anteriores. Sólo se pueden utilizar para el río o el sistema acuático en el cual se han calibrado, y son muy difícilmente extrapolables. Un caso particular de estos modelos es el análisis de componentes principales. En este caso a partir de transformaciones de los datos y a partir de las correlaciones entre ellos se intenta dar una expresión de las asociaciones que puedan existir entre las diferentes variables.

ii) Series temporales: Son modelos en los que la salida $y(t)$ está relacionada con las salidas anteriores $y(t^{-1})$ e $y(t^{-2})$...un aspecto concreto de las series temporales es el análisis de intervención que en el caso de la calidad del agua se puede aplicar a las modificaciones que, en este aspecto provoca cambio de política sobre la explotación de una depuradora o de un nuevo vertido.

e) En función de lo elementos representados:

- Modelos Ecológicos: son modelos en los que al menos una de las variables de estado es la biomasa de algún compartimento vivo de la cadena trófica.
- Modelos Químicos: ninguna de las variables de estado del submodelo biológico es la biomasa de un compartimento vivo de la cadena trófica.
- Modelos Físicos: por ejemplo los modelos térmicos o los modelos que estudian la erosión.

f) En función de los elementos computacionales con los que trabajan o el tipo de ecuaciones de gobierno que resuelven:

- Modelos unidimensionales: son los más simples, simulan bien el comportamiento vertical u longitudinal de un cuerpo de agua.
- Modelos bidimensionales: simulan el comportamiento bien longitudinal y transversal o la profundidad de un cuerpo de agua.
- Modelos tridimensionales: son los más complejos. estos tratan de simular el comportamiento de un sistema de conjunto teniendo en cuenta todos los tipos de movimiento de agua.

g) Otros tipos de modelos:

- Modelos lineales y modelos no lineales: en función de si sólo tienen variables de estado en ecuaciones lineales o si al menos una ecuación no es lineal.
- Modelos de elementos reactivos (degradables) o conservativos.
- Modelos de elementos independientes o interdependientes.
- Modelos de solución continua o discreta.

La decisión de qué tipo de modelo utilizar es generalmente limitada por la cantidad de datos disponibles y el objetivo del estudio de modelado.

3.4 DESCRIPCION DE PRINCIPALES MODELOS COMPUTACIONALES DE CALIDAD DEL AGUA.

La descripción de los principales modelos se realizó revisando información de los manuales de usuario, y documentación existente en los sitios web, donde se puede descargar los programas y encontrar manuales de uso. Además, se revisó información disponible en (Ambrose, Wool, & Barnwell, 2009) (Riecken, 1995) (Trento, 2001), etc.

3.4.1 HEC-RAS (HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER- RIVER ANALYSIS SYSTEM)

HEC-RAS es un software de dominio público desarrollado en el Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EE.UU.

HEC-RAS mediante modelos realiza cálculos hidráulicos en una dimensión, régimen permanente y no permanente para una red completa de cauces abiertos, canales, ríos ya sean naturales o artificiales. La versión 4.0 incorpora una serie de nuevas funciones dentro de las cuales se encuentra el módulo de calidad de agua.

HEC-RAS utiliza un enfoque unidimensional derivado de la ecuación de energía de fluidos desarrollada por Bernoulli, para calcular la altura de escurrimiento en flujos gradualmente variados. Se realiza un cálculo iterativo, comenzando por un punto de características conocidas y se avanza en función de la estimación de la pérdida de energía.

El módulo de calidad de agua permite realizar un análisis de calidad utilizando el esquema numérico QUICKEST-ULTIMATE para resolver una ecuación unidimensional de advección dispersión.

Las variables de estado para el modelo son:

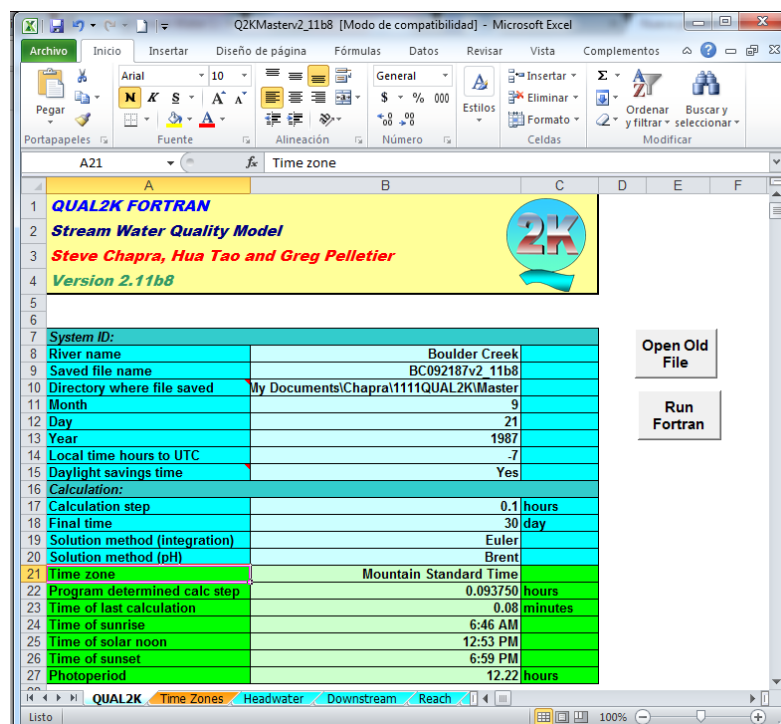
- $\text{NO}_2\text{-N}$ = Nitrógeno de Nitritos (mg/l)
- $\text{NO}_3\text{-N}$ = Nitrógeno de Nitratos (mg/l)
- OrgN = Nitrógeno Orgánico (mg/l)
- $\text{NH}_4\text{-N}$ = Nitrógeno de Amonio (mg/l)
- OrgP = Fósforo Orgánico (mg/l)
- PO_4 = Ortofosfato (mg/l)
- A = Algas (mg/l)
- DBOC = Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (mg/l)
- OD = Oxígeno disuelto (mg/l)

En el capítulo V se profundiza las características de este modelo. Y se puede encontrar mayor información visitando el sitio web <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>

3.4.2 RIVER AND STREAM WATER QUALITY MODEL (QUAL2K)

La serie QUAL tiene una larga historia en la modelización de la calidad del agua. A finales de 1960 la Junta de Desarrollo del Agua de Texas (The Texas Water Development Board (TWDB)) sentó las bases sobre las que se construyó la serie QUAL. En la figura 3.3 se presenta la interfaz de usuario.

FIGURA 3.3: INTERFAZ DE USUARIO DEL PROGRAMA QUAL2K.



FUENTE: Programa QUAL2K.

El modelo original, QUAL I, fue utilizado como una herramienta para evaluar el aumento de flujo para control de temperatura y oxígeno disuelto. A principios de la década de 1970, la Oficina del Agua de la EPA de los Estados Unidos inició un programa para proporcionar modelos de calidad del agua a las principales cuencas

fluviales y QUAL I se utilizó como base para el desarrollo de nuevos modelos específicos de las cuencas, después de esta medida surgieron muchas versiones del modelo QUAL II.

Una versión en particular, incluyó un algoritmo de solución especial para la condición de estado estacionario. Esta versión fue mejorada a mediados de 1970 por el Consejo sudeste de Michigan de los gobiernos (Southeast Michigan Council of Governments (SEMCOG)). Esta versión de QUAL II, fue conocido como QUAL II / SEMCOG.

Debido a que se estaban utilizando modelos matemáticos de calidad del agua para determinar los límites de efluentes para un número de descargas de la industria del papel, el Consejo Nacional de la Industria del Papel para el Mejoramiento de Aire y Corrientes (National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement (NCPIASI)) llevó a cabo una revisión a fondo del proyecto, las pruebas y la documentación que cubre una variedad de la calidad del agua modelos, incluyendo QUAL II / SEMCOG. Los cambios resultantes se incorporaron en el programa de la EPA y el modelo pasó a denominarse QUAL II / NCASI.

Posteriormente se realizaron modificaciones que se incorporaron en una versión mejorada del modelo llamado QUAL2E. Estos cambios incluyeron procesos cinéticos como la supresión de la nitrificación en niveles bajos de oxígeno disuelto, opciones de respuesta a la luz, y la inclusión del auto-sombreado de algas, entre otras.

Finalmente, se presenta a QUAL2K que es un modelo de calidad del agua para ríos y corrientes desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) como una versión modernizada del anterior modelo QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987).

El modelo incorpora parámetros de calidad de agua, parámetros hidráulicos, elevación, ubicación geográfica, meteorología y reaeración. Simula el transporte y destino de contaminantes convencionales; representa el cauce como un canal

unidimensional con flujo no uniforme en estado permanente y simula el impacto de descargas puntuales y difusas. El balance de calor y la temperatura son simulados en función de la meteorología en una escala de tiempo diurno. Todas las variables de calidad del agua se simulan en una escala de tiempo diurno.

El modelo puede simular una serie de componentes, incluyendo:

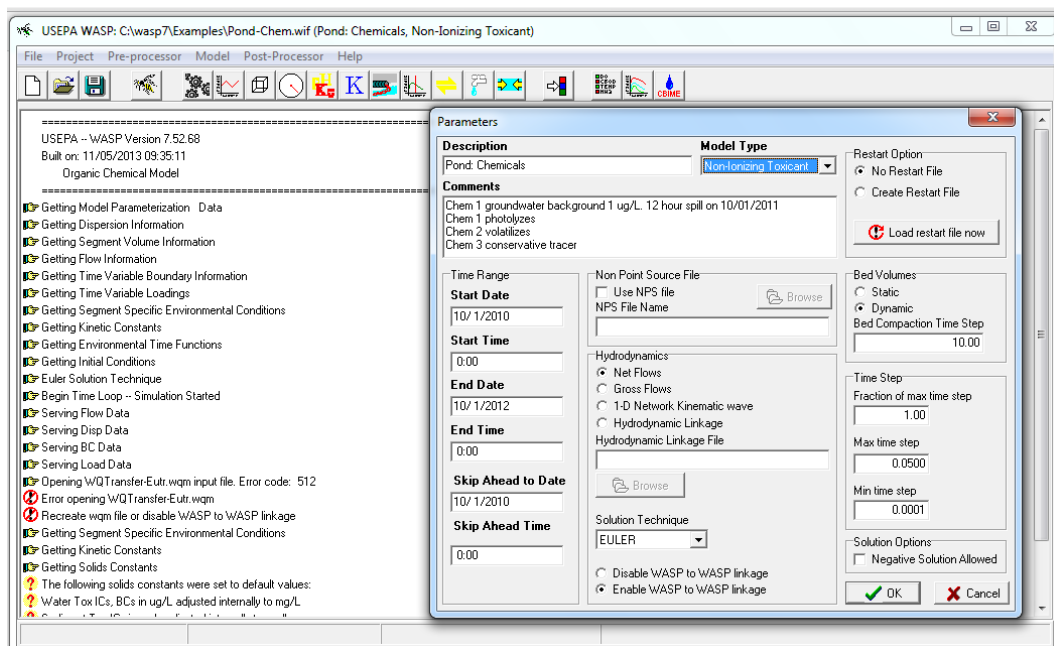
- Temperatura,
- pH
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO),
- Demanda de oxígeno de sedimentos,
- Oxígeno disuelto (OD),
- Nitrógeno orgánico,
- Nitrógeno amoniacal (NH₃),
- Nitritos (NO₂) y
- Nitratos (NO₃),
- Nitrógeno total,
- Fósforo orgánico,
- Fósforo inorgánico (PO₄),
- Fósforo total,
- Fitoplancton
- Algas de fondo.

Q2K fue desarrollado en Visual Basic para aplicaciones con Excel como salida gráfica, y soportado bajo programación en Fortran. QUAL2K está bien documentado y está disponible gratuitamente en (<http://epa.gov/athens/wwqtsc/html/qual2k.html>)

3.4.3 WATER QUALITY ANALYSIS SIMULATION PROGRAM (WASP)

El Programa de Simulación de Análisis de la Calidad del Agua (WASP7) es una mejora de WASP inicial. Este modelo ayuda a los usuarios a interpretar y predecir las respuestas de calidad de agua a los fenómenos naturales y la contaminación provocados por el hombre por varias decisiones de gestión de la contaminación. WASP es un programa dinámico de modelado de sistemas acuáticos, incluyendo tanto la columna de agua y bentos; permite al usuario investigar 1, 2, y 3 sistemas dimensionales, y una variedad de tipos de contaminantes.

FIGURA 3.4: INTERFAZ DE USUARIO DEL PROGRAMA WASP7.



FUENTE: Programa WASP7.

Las variables de estado consideradas en el modelo se encuentran a continuación:

- Contaminantes convencionales
 - Nitrógeno
 - Fósforo
 - Oxígeno disuelto,
 - DBO

- Demanda de oxígeno sedimentos,
- Algas,
- Perifiton
- Productos químicos orgánicos,
- Metales,
- Mercurio,
- Patógenos,
- Temperatura

WASP también puede estar vinculado con los modelos de transporte hidrodinámico y sedimentos que pueden proporcionar caudales, velocidades profundidades, la temperatura, salinidad y flujos de sedimentos. Esta versión de WASP incluye el modelo de diagénesis de sedimentos ligados al sub-modelo de eutrofización avanzada, predice la demanda de oxígeno de sedimentos y flujos de nutrientes de los sedimentos subyacentes.

WASP es uno de los modelos de calidad del agua más utilizado en los Estados Unidos y en todo el mundo. Debido a los modelos de gestión de varias tipos de contaminantes se ha aplicado ampliamente en el desarrollo Total de Cargas máximas diarias (TMDL.). WASP tiene capacidades de vinculación con modelos hidrodinámicos y de cuencas hidrográficas que permite un análisis de varios años en diversas condiciones meteorológicas y ambientales

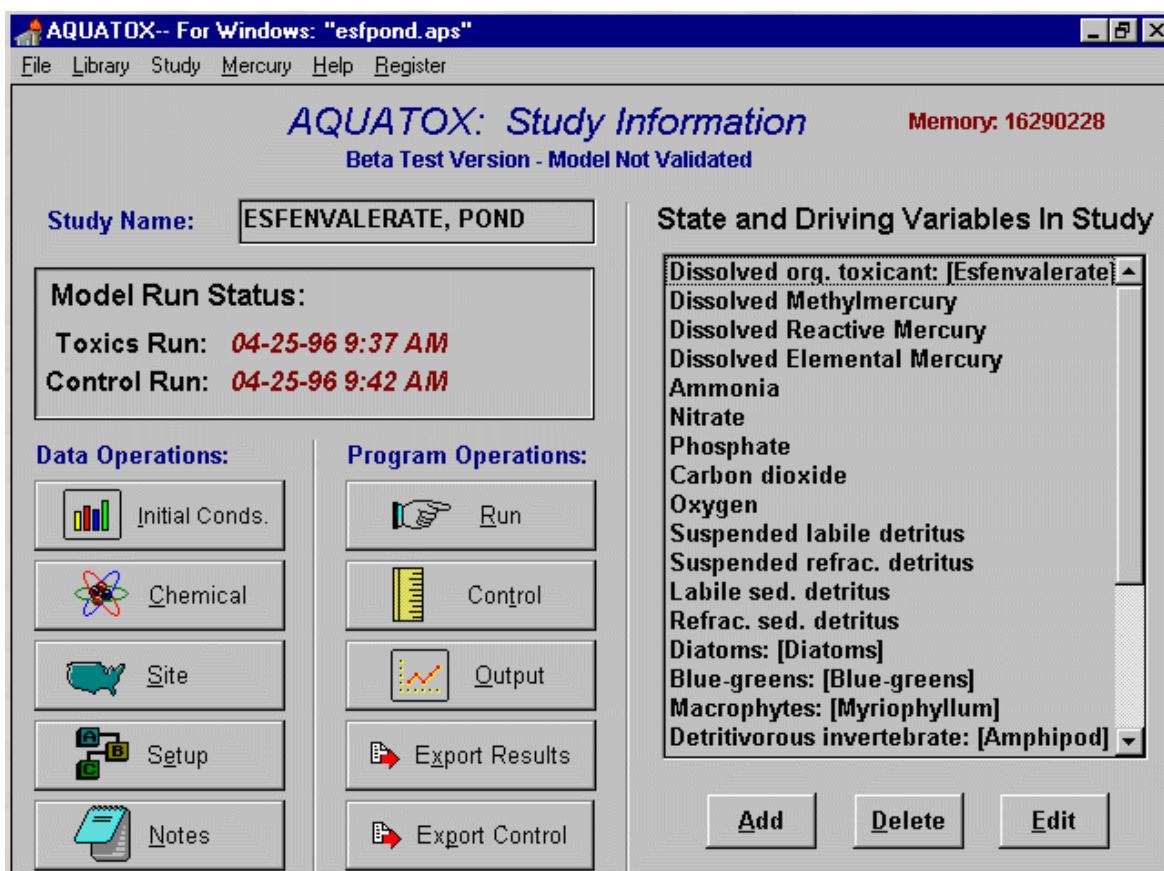
Se puede encontrar más información acerca de este modelo en el sitio web (<http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html>)

3.4.4 AQUATOX - LINKING WATER QUALITY AND AQUATIC LIFE

AQUATOX es un modelo de simulación de los sistemas acuáticos, predice el destino de varios contaminantes, como los nutrientes y productos químicos orgánicos, y sus efectos sobre el ecosistema, incluyendo peces, invertebrados y plantas acuáticas. Este modelo es una herramienta valiosa para los ecólogos,

biólogos, modeladores de la calidad del agua, y cualquier persona involucrada en la realización de la evaluación de riesgo ecológico para estos ecosistemas. A pesar de incorporar las construcciones de ecosistemas clásicos y modelos químico-dinámicos, AQUATOX se desarrolló desde el principio como un modelo que se aplica para el uso de los analistas ambientales.

FIGURA 3.5: INTERFAZ DE USUARIO DEL PROGRAMA AQUATOX.



FUENTE: <http://www.warrenpinnacle.com/prof/AQUATOX/whatdoes.html>.

AQUATOX se puede utilizar para hacer frente a una amplia variedad de temas que requieren una mejor comprensión de los procesos relacionados con el ambiente químico y físico de la comunidad biológica. Posibles aplicaciones incluyen:

- Evaluación de cuál de los diferentes factores de estrés está causando el deterioro biológico observado.

- Predecir los efectos de los plaguicidas y otras sustancias tóxicas en la vida acuática.
- La evaluación de las respuestas potenciales del ecosistema para el cambio climático.
- Estimar el tiempo de recuperación de los tejidos de peces contaminados a niveles seguros después de la reducción de cargas contaminantes.

CAPÍTULO 4

METODOLOGÍA GENERAL PARA LA SIMULACIÓN NUMÉRICA DE LA CALIDAD DEL AGUA

El propósito de desarrollar un modelo de calidad del agua es disponer de una herramienta capaz de simular el comportamiento de los componentes hidrológicos y de calidad del agua de un sistema de corrientes y realizar con ello estudios de diagnóstico y pronóstico del estado del sistema en condiciones normales y por la presencia de eventos extremos.

Sierra (2011) recomienda seguir las siguientes etapas, explicadas brevemente a continuación, para realizar la simulación numérica de la calidad del agua en un río.

Primera etapa: *Definir el problema de la calidad del agua por estudiar.*

El problema por estudiar debe ser claro y medible. Adicionalmente se debe conocer el presupuesto asignado al proyecto.

Segunda etapa: *Seleccionar el modelo*

Para la selección del modelo se puede presentar dos opciones: a) desarrollar un modelo propio, o b) utilizar un programa existente.

El desarrollo de un modelo propio se emplea cuando los modelos existentes no son capaces de simular el recurso hídrico en estudio. Esto sucede a menudo en ríos con alta intervención antrópica en los cuales los paquetes existentes no son adecuados.

No debe desecharse la alternativa de desarrollar un modelo específico para una situación en particular. La tarea es más compleja y demanda mucho tiempo pero permite en muchas ocasiones representar más adecuadamente el problema de

interés. Cabe resaltar que a mayor complejidad del modelo, más es la cantidad y la calidad de la información requerida para su aplicación.

La opción de emplear programas ya desarrollados es porque existen modelos ampliamente documentados y utilizados en diferentes proyectos que han dado resultados satisfactorios y gozan de una alta credibilidad entre las autoridades ambientales, académicas y de quienes toman las decisiones.

Ciertos criterios que deben ser tomados en cuenta al momento de seleccionar el software son: la complejidad, las restricciones y limitaciones, costo del software, documentación y la actualización del mismo.

Tercera etapa: *Revisión de los datos de entrada.*

La mayoría de los modelos de calidad del agua disponible requieren básicamente la misma información de entrada: datos de control del programa, identificación del proyecto, morfología del recurso, climatología, condiciones de entrada, datos sobre los tributarios o las fuentes de contaminación, etc. Muchos de estos datos de entrada se pueden medir directamente, mientras que otros se pueden obtener de la literatura o de estudios anteriores. Para aquellos parámetros que no se pueden medir directamente u obtener de la literatura, se puede recurrir a cálculos usando correlaciones o técnicas de optimización basadas en registros históricos.

Pero es recomendable realizar una serie de estudios previos de caracterización, tanto geométrica como hidráulica y de vertidos para que la información sea más específica del sitio.

Cuarta etapa: *Recolección de información preliminar*

Se recurre a información secundaria que generalmente está relacionada con aspectos propios del recurso hídrico como la geometría, las características físicas, químicas y biológicas del agua y datos sobre la cuenca de drenaje.

En la mayoría de casos no se cuenta con los datos geométricos del río a estudiar en la literatura, por lo que se realiza campañas de muestreo para obtener esta información.

La simulación de la calidad del agua involucra el planteamiento y solución de un centenar de ecuaciones diferenciales parciales no lineales que no tiene solución analítica por lo que se requiere utilizar métodos numéricos para resolverlas. Los algoritmos que poseen los programas de computador realizan esta tarea utilizando un lenguaje de programación

El comportamiento de las variables (como la DBO, temperatura, la parte hidráulica, etc.) es representado por una ecuación, por lo que se requiere una serie de constantes de reacción, coeficientes etc., necesarios para modelar las variables de calidad del agua.

Quinta etapa: *Corridas preliminares*

Una vez seleccionado el modelo, es necesario asegurarse que el software esté corriendo adecuadamente y reproduciendo resultados correctos. Con el sistema para modelar elegido, se establece las variables más importantes en la modelación. Además se identifica la falta de información importante o la deficiencia que puedan tener los datos que se dispone. En esta etapa se identifica la necesidad de realizar muestreos o estudios de laboratorio, así como la necesidad de recolectar información de campo.

Sexta etapa: *Calibración y Validación del modelo.*

Es la etapa donde se sintoniza el modelo para que reproduzca adecuadamente el sistema que se está modelando. Consiste en variar los parámetros del modelo hasta que los resultados concuerden óptimamente con los datos reales o de campo. Más adelante se discute en detalle cómo se pueden realizar estas tareas.

Séptima etapa: *Generación de escenarios.*

Es recomendable concebir los escenarios que desea simular; por ejemplo la determinación de la carga máxima permisible de un contaminante, o la simulación del recurso hídrico en condiciones de caudal mínimo, y otro, la simulación de una descarga de una determinada industria.

Octava etapa: Análisis de resultados.

Es necesario no solo que la persona que realiza la modelación compruebe la validez de los resultados, sino expertos en calidad del agua con el propósito de detectar inconsistencias, sacar conclusiones y proponer recomendaciones.

La recopilación de antecedentes existentes tales como información bibliográfica, datos estadísticos históricos (escorrentía, pluviosidad, etc.), entrevistas a lugareños y autoridades regionales y gubernamentales, puede proveer datos valiosos para una adecuada descripción del medio a considerar. Sin embargo, en muchas ocasiones resulta necesario complementar la información histórica con programas de muestreo de calidad del agua, especialmente si ella es escasa o muy antigua o presenta deficiencias en cuanto a metodología de muestreo o de análisis.

4.1 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE DATOS

La validez de los resultados de un modelo depende de la calidad de información que se tenga disponible. No se puede utilizar un modelo sin antes realizar en primer lugar un análisis crítico de datos y también de los resultados del mismo.

En muchas ocasiones, cuando se requiere utilizar series cronológicas de datos, se presentan problemas de series con datos faltantes o no lo suficiente extensas que pueden limitar el uso de esa información.

En general, existen cuatro fuentes principales de incertidumbre:

- **Errores (sistemáticos o aleatorios) en los datos de ingreso**
Son errores propios de los datos de ingreso, los cuales no necesariamente son datos de campo.
- **Errores (sistemáticos o aleatorios) en los datos observados**
Son errores propios de la medición en campo de los diferentes parámetros que se consideran en el modelo.

- **Errores debido a valores no óptimos de parámetros**
Referido a los errores ocasionados por la asunción de valores de los parámetros del modelo que no son la consecuencia de un proceso de optimización.

- **Errores debido a la estructura del modelo**
Errores propios del modelo y que no pueden ser eliminados sin modificar la estructura del mismo. El proceso de calibración no los afecta.

Por este motivo es importante realizar un tratamiento previo a la series de datos que se van a emplear para la modelación. Este tratamiento previo consiste en: a) el relleno de datos faltantes, b) el análisis de consistencia y c) la extensión del registro.

Para ello, se ha desarrollado un número importante de metodologías y técnicas, cuya aplicación depende, entre otras cosas, del uso que vaya a darse a los datos, de las escalas espacio-temporales de las series disponibles (regional, local, anual, mensual, estacional, diaria, etc.), así como de la variable a tratar.

A continuación se presenta algunos métodos que se pueden emplear para el tratamiento de los datos.

4.1.1 RELLENO DE DATOS FALTANTES

a. Imputación de un valor aleatorio

La imputación de un valor aleatorio a los datos faltantes consiste en reemplazar cada valor ausente por un valor aleatorio. En este proceso se pueden distinguir dos formas de generar el valor aleatorio: la primera es la generación de un valor aleatorio dentro del rango de valores de la variable, asignando la misma probabilidad a todos los valores, y la segunda es la generación de un valor aleatorio a partir de la función de probabilidad que caracteriza la variable (binomial,

multinomial, normal, etc. Tanto en la primera forma como la segunda son opciones poco utilizadas en la práctica, ya que acostumbran a provocar un importante sesgo.

b. Imputación mediante la media

Dada una variable X_i , que representa valores faltantes, este método consiste en reemplazar cada uno de ellos por la media (\bar{X}_i) de los valores observados. Aunque es sencilla y puede resultar satisfactoria, presenta un importante defecto, y es que, tiende a subestimar la variabilidad real de la muestra al sustituir los faltantes por valores centrales distributivos.

Una variante del procedimiento anterior consiste en formar categorías a partir de covariables correlacionadas con la variable de interés, e imputar los datos omitidos con observaciones provenientes de la submuestra que comparte características comunes. (Acock & Demo, 1994)

Al igual que el procedimiento de medias, en este caso se asume que los datos faltantes siguen un patrón MCAR (missing completely at random), es decir las tasas de datos faltantes varían por subgrupo, y existirán tantos promedios como categorías se formen, lo cual contribuye a atenuar los sesgos en cada celda pero de ninguna manera los elimina.

En la medida que la falta de información por categoría sea baja, los sesgos disminuyen pero no desaparecen.

c. Imputación por constante.

Consiste en sustituir los valores ausentes por constantes cuyo valor viene determinado por razones teóricas o relacionadas con la investigación previa.

Presenta los mismos inconvenientes que la sustitución por la media, y solo debe ser utilizado si hay razones para suponer que es más adecuado que el método de la media.

d. Método de las proporciones

Este método es uno de los más utilizados en aquellos casos en que no existen datos de comparación y por tanto, la serie tiene que servir de referencia para el relleno de datos faltantes de sí misma.

Cuando se desconoce un dato (puede ser DBO, OD, temperatura, etc.) de un mes cualquiera, se establece una razón de proporcionalidad entre los datos mensual y anual así:

$$\frac{X}{\bar{X}} = \frac{D_f}{(D_a - \bar{X})} \quad (4.1)$$

Donde:

X	=	Dato del mes faltante
\bar{X}	=	Dato promedio del mes faltante
D_f	=	Total anual (del mes faltante)
D_a	=	Total anual promedio

La proporcionalidad ha sido establecida entre el dato mensual y su promedio y el dato anual D_f (de 11 meses) y su promedio D_a , disminuido también en un mes, el correspondiente al valor medio del mes faltante. (Montealegre, 1990)

e. Método de regresión

Este método consiste en estimar los valores ausentes en base a su relación con otros variables mediante Análisis de Regresión, sugerida en la Organización Meteorológica Mundial (WMO) (1983). Aunque se sabe que raras veces se observa una relación lineal perfecta debido a que los fenómenos que se estudian son usualmente multivariantes, se recurre a este método por ser el más simple.

El análisis de regresión es una técnica estadística para la investigación de la relación entre dos o más variables, y puede emplearse para construir un modelo que permita predecir el comportamiento de una variable Y (dependiente o,

respuesta) en función de una o más variables X (independientes o, predictivas). (Urrutia , Palomino , & Salazar, 2010)

En el análisis de regresión lineal se puede diferenciar entre el análisis de regresión lineal simple y análisis de regresión lineal múltiple. En el primero, se intenta explicar o predecir la variable dependiente Y a partir de una única variable independiente X , mientras que en el segundo, contamos con un conjunto de variables independientes, (x_1, x_2, \dots, x_n) , para estimar la variable dependiente Y .

En los dos casos, la variable dependiente como la(s) independiente(s) están medidas en escala de intervalos o de razón.

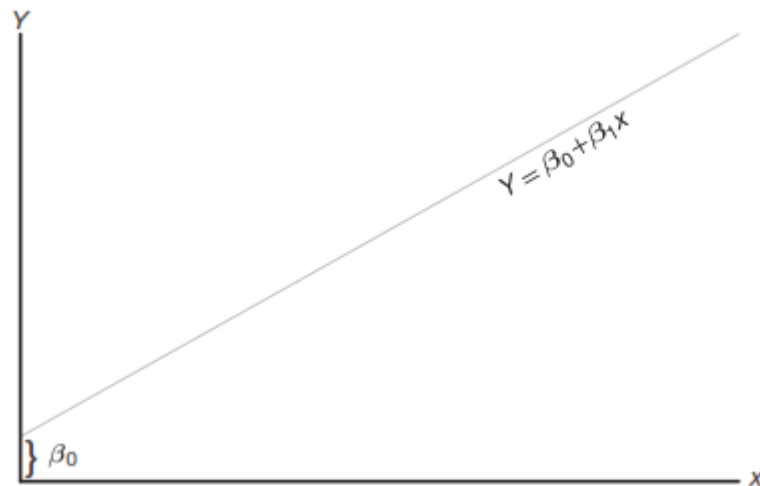
El concepto de análisis de regresión se refiere a encontrar la mejor relación entre Y y X , cuantificando la fuerza de esa relación y empleando métodos que permitan predecir los valores de la respuesta dados los valores de x .

Los comportamientos de estas variables pueden estar definidos de antemano lo cual nos remite a un modelo teórico, o bien, se tiene el caso de que no exista una relación establecida entre estas y sea necesario establecer una primera aproximación del comportamiento de las mismas. Este modelo puede ser expresado como:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \varepsilon \quad (4.2)$$

Donde β_0 representa la intersección, β_1 es la pendiente y ε es una variable aleatoria que se supone está distribuida con $E(\varepsilon)=0$ y $\text{Var}(\varepsilon)=\sigma^2$. Es frecuente que a la cantidad σ^2 se le denomine varianza del error o varianza residual. Esta relación se ilustra en la figura 4.1.

FIGURA 4.1: RELACIÓN LINEAL, β_0 : INTERSECCIÓN, β_1 : PENDIENTE.

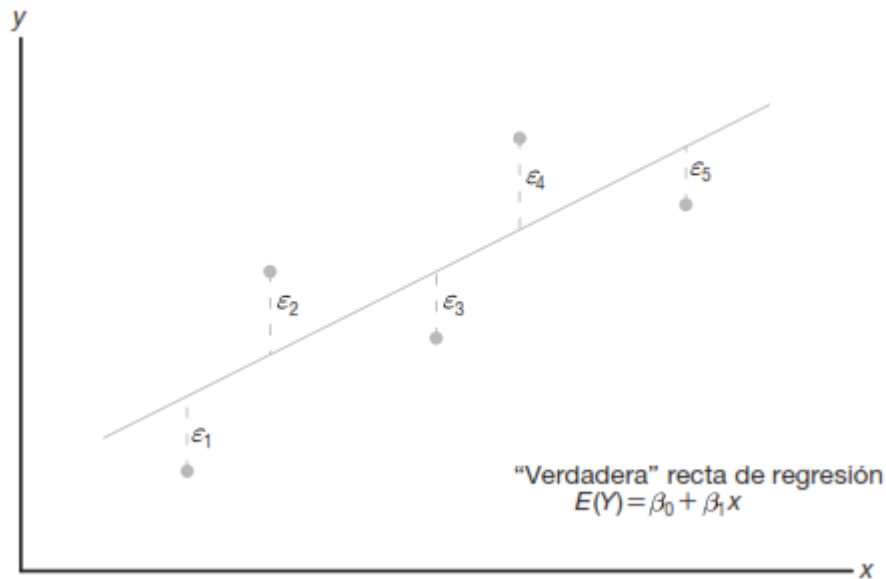


FUENTE: Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencia (Walpole, Myers, Myers, & Ye, 2012)

La presencia de este error aleatorio ε , evita que el modelo se convierta tan sólo en una ecuación determinista. El hecho de que $E(\varepsilon) = 0$ implica que para una X específica, los valores de Y se distribuyen alrededor de la recta verdadera o recta de regresión.

En la práctica β_0 y β_1 se desconocen y deben calcularse a partir de los datos. De acuerdo a las experiencias, nunca se observa los valores de ε reales, por lo que nunca se puede trazar la verdadera recta de regresión, aunque se supone que está ahí. Solo es posible dibujar una recta estimada. En la figura 4.2 se puede observar la naturaleza de los datos (X, Y) hipotéticos dispersos alrededor de la verdadera recta de regresión para un caso en que sólo se dispone de $n = 5$ observaciones. Se espera que la recta ajustada esté más cerca de la verdadera línea de regresión cuando se dispone de una gran cantidad de datos. (Walpole, Myers, Myers, & Ye, 2012)

FIGURA 4.2: DATOS (X, Y) HIPOTÉTICOS DISPERSOS ALREDEDOR DE LA VERDADERA RECTA DE REGRESIÓN PARA N = 5.



FUENTE: Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencia (Walpole, Myers, Myers, & Ye, 2012)

Dado el modelo de regresión simple ecuación (4.2), si se calcula la esperanza, o valor esperado, del valor Y, se obtiene:

$$E(Y_i) = \hat{Y}_i = E(\beta_0) + E(\beta_1 x_i) + E(\epsilon_i) = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x_i \quad (4.3)$$

Calculando $\hat{\beta}_0$ y $\hat{\beta}_1$. Para esto se buscan parámetros que minimicen

$$\sum (Y_i - \hat{Y}_i)^2 = \sum \hat{\epsilon}_i^2 \quad (4.4)$$

Derivando la ecuación (4.4) respecto a $\hat{\beta}_0$ y $\hat{\beta}_1$ e igualando a cero, se obtiene:

$$\frac{\partial \sum (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\partial \hat{\beta}_0} \quad (4.5)$$

$$\frac{\partial \sum (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\partial \hat{\beta}_1} \quad (4.6)$$

Obteniendo dos ecuaciones denominadas ecuaciones normales que generan la siguiente solución para ambos parámetros: (Urrutia , Palomino , & Salazar, 2010)

$$\hat{\beta}_1 = \frac{\sum x \sum y - n \sum xy}{(\sum x)^2 - n \sum x^2} = \frac{\sum (x - \bar{x})(Y - \bar{Y})}{\sum (x - \bar{x})^2} \quad (4.7)$$

$$\hat{\beta}_0 = \frac{\sum Y - \hat{\beta}_1 \sum x}{n} = \bar{Y} - \hat{\beta}_1 \bar{x} \quad (4.8)$$

f. Método de la razón

El método de la razón q (Barger, 1960, WMO 1966 y WMO 1983) se basa en el hecho de que para pares de estaciones, la razón entre sus valores mensuales, anuales o medios, tiende a ser constante. Según este método, si se tienen dos estaciones (A y B), se requiere determinar q de la siguiente manera:

$$q = \frac{\sum b_i}{\sum a_i} \quad (4.9)$$

Donde:

Desde $i = 1$ hasta N

N = número total de datos de la serie

b_i = dato i de la estación B

a_i = dato i de la estación A

Si los datos en las estaciones faltan, por ejemplo b_j en la estación B, éste se obtiene de la siguiente manera:

$$b_j = q * a_j \quad (4.10)$$

Este método es utilizado en la bibliografía consultada para rellenar medias de diferentes períodos, pero puede ser utilizado para valores mensuales y anuales.

4.1.2 ANÁLISIS DE CONSISTENCIA

El análisis de consistencia de la información es una técnica que permite detectar, identificar, cuantificar, corregir y eliminar los errores sistemáticos de la no homogeneidad e inconsistencia de una serie de datos.

Antes de proceder a efectuar el Modelamiento Matemático de cualquier serie de datos es necesario efectuar el análisis de consistencia respectivo a fin de obtener una serie homogénea, consistente y confiable. (Ministerio de Agricultura de Perú, 2010)

De acuerdo a la bibliografía encontrada, el análisis de consistencia se podría realizar con métodos, tales como son:

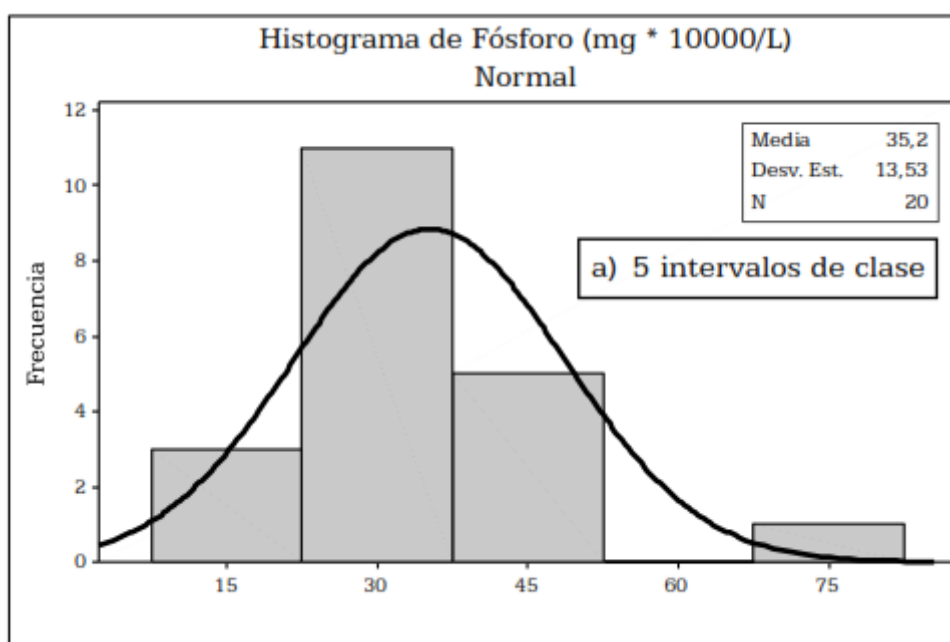
- Análisis visual de histogramas.
- Método gráfico para chequear la normalidad de los datos.

4.1.2.1 Análisis visual de histogramas

Este análisis se realiza para detectar e identificar la inconsistencia de la información en forma visual, e indicar el período o los períodos en los cuales los datos son dudosos, lo cual se puede reflejar como “picos” muy altos o valores muy bajos, “saltos” y/o “tendencias”, los cuales se deben comprobar si son fenómenos naturales que efectivamente han ocurrido o son producidos por errores sistemáticos. (Ministerio de Agricultura de Perú, 2010).

El histograma es un gráfico de frecuencias (ver figura 4.3); en la abscisas se grafica los valores de las concentraciones y en las ordenadas se grafica las veces que una concentración está en un determinado intervalo de frecuencia. No existe una metodología definida para construir los histogramas, pero en la literatura se encuentran varias sugerencias, sin embargo el criterio más importante es que el histograma debe tratar de reflejar la distribución o forma que siguen los datos.

FIGURA 4.3: HISTOGRAMA DE LOS DATOS DE FÓSFORO EN UN EMBALSE.



FUENTE: (Sierra Ramírez, 2011)

Es la manera más simple de examinar la distribución de una serie de datos. Este método consiste en comparar visualmente el histograma de datos contra la curva teórica de distribución normal. Si el histograma se ajusta a la forma de la curva de la distribución normal, se puede asumir que los datos están distribuidos normalmente. Si el histograma es asimétrico o se desvía apreciablemente de la curva de la distribución normal, no se puede utilizar la distribución normal y los datos se deben analizar de forma diferente.

4.1.2.2 Método gráfico para chequear la normalidad de los datos

Este método es un poco más riguroso que la comparación visual de histogramas. Si los datos de una serie están distribuidos normalmente, entonces la curva de frecuencias acumuladas (*cfa*) se comporta como una línea recta cuando se traza en el papel probabilístico. Para aplicar este método Sierra (2011) recomienda los siguientes pasos:

1. Ordenar los datos de forma ascendente.
2. A cada dato se le asigna una posición (*i*).
3. La *cfa* se calcula para cada punto o dato con la ecuación (4.11) .

$$cfa = \frac{i}{n + 1} * 100 \quad (4.11)$$

4. En el papel probabilístico, se grafica la *cfa* contra los valores de la variables. Si la curva obtenida se ajusta a una línea recta, entonces, se puede asumir que los datos siguen una distribución normal.

Si las pruebas de normalidad revelan que los datos no siguen una distribución normal, entonces, es necesario analizar la posibilidad de que realizando una determinada manipulación matemática, los datos se acomoden a la distribución normal.

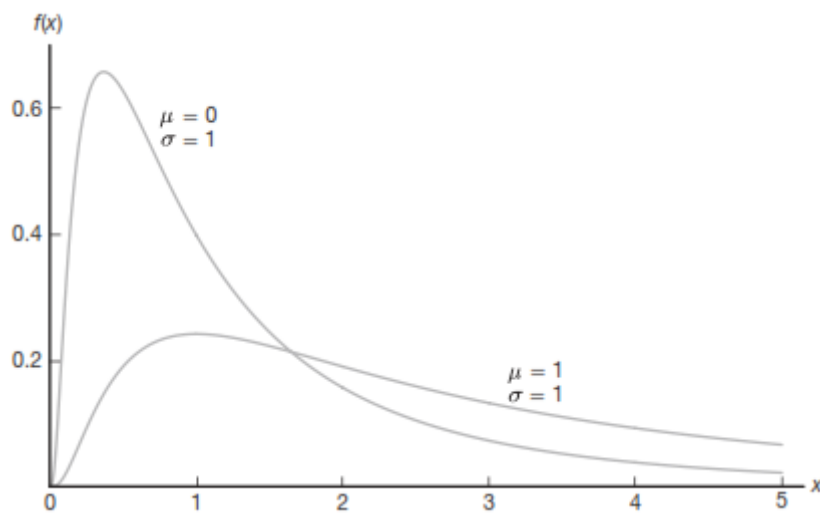
La transformación de datos consiste en aplicar a los datos originales una función matemática conocida, como logaritmos, raíz cuadrada, etc., y obtener una serie de datos transformados. A estos datos transformados se les debe aplicar las mismas técnicas de análisis que a las series distribuidas normalmente.

La transformación matemática, más empleada es la logarítmica. La distribución log-normal, como es comúnmente conocida, es el segundo modelo de distribución de probabilidad más importante en el análisis de calidad del agua. A diferencia de la

distribución normal, la log-normal tiene una forma asimétrica hacia la derecha y no permite valores negativos.

La log-normal debe su nombre al hecho de que una transformación logarítmica vuelve los datos normalmente distribuidos. Al estar los datos normalmente distribuidos, se pueden utilizar las mismas tablas que para la distribución normal.

FIGURA 4.4: DISTRIBUCIÓN LOG-NORMAL.



FUENTE: (Walpole, Myers, Myers, & Ye, 2012)

4.1.3 EXTENSIÓN DE REGISTRO

4.1.3.1 Método de dobles masas

Este método puede ser aplicado para homogenizar la muestra, rellenar datos faltantes y para extender una serie incompleta al período de comparación.

Con este método se analiza la consistencia de la serie de valores de algún elemento medido en la estación "A", con base en los datos tomados en otra estación o grupo de estaciones "B".

Si se toma por caso la temperatura, en el análisis de dobles masa se compara la temperatura anual o mensual (valores acumulados), con la temperatura anual o mensual, acumulada de otra estación o grupo de estaciones. Graficando estas dos variables se puede observar si se presenta un cambio de pendiente.

En casos extremos, cuando sólo existe una estación de referencia los datos acumulados de esta serie pueden servir como base de comparación, aunque en estos casos el método puede llegar a no tener ninguna significancia.

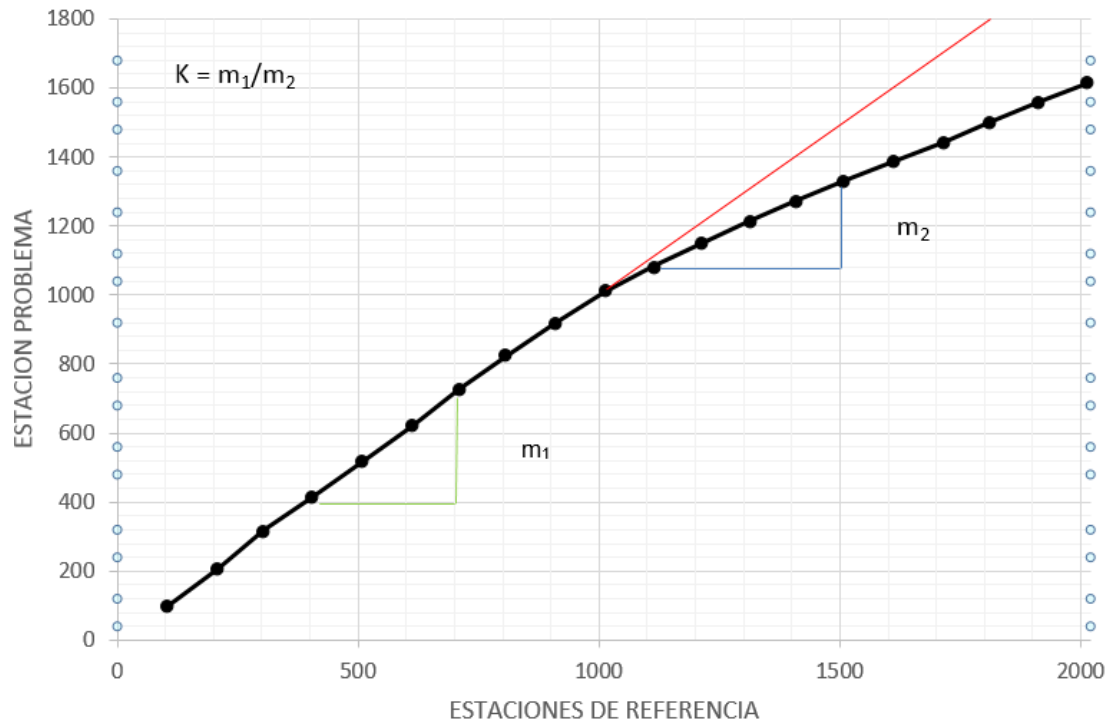
El procedimiento consiste en, tomar como referencia estaciones análogas a las de la estación problema. Para cada una de las estaciones de referencia (temperatura, DBO, OD, Nitritos, Nitratos, etc.) se suman los datos anuales de año a año empezando por el más reciente, posteriormente se obtiene los promedios de estos valores acumulados y esta serie se toma como base de comparación.

Se aplica también la acumulación a la estación problema y se construye un diagrama cartesiano, tomando como abscisas los valores acumulados de la serie base y como ordenadas los de la estación problema. Todos los puntos aparecen sobre una línea recta, los datos iniciales de la estación problema son válidos sin corrección.

En caso de presentarse cambio de pendientes es necesario reestablecer la homogeneidad bajo las condiciones del tramo más confiable, generalmente es el primero, o sea correspondiente al último período y realizar el ajuste con base en la relación de las pendientes de los dos segmentos de la curva de dobles masas. La relación proporciona una constante K , que multiplicada por los valores inconsistentes de la estación analizada X , permite el ajuste de la serie.

Un ejemplo de curva, se presenta en la figura 4.5, muestra el quiebre a partir del décimo primer valor: siguiendo el procedimiento descrito anteriormente.

FIGURA 4.5: MÉTODO DE DOBLES MASAS.



FUENTE: (Montealegre, 1990)

4.1.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Una vez tratado los datos, se realiza el análisis de los mismos. La estadística dispone de dos técnicas para el análisis de datos que se emplean de acuerdo al objetivo de estudio: la estadística descriptiva y la inferencia estadística.

En la estadística descriptiva se utilizan los procedimientos estadísticos estándar que caracterizan el objeto de estudio; esta técnica es utilizada para resumir los datos para que sea más sencillo de analizar o interpretar (estimar la media, desviación estándar, etc.).

La inferencia estadística es empleada cuando se quiere responder preguntas sobre la naturaleza dinámica de los datos. Por ejemplo cuando se desea comparar la concentración promedio de fósforo en dos lagos diferentes para establecer cuál de los dos presenta un estado trófico más crítico.

Es sustancial suponer que las muestras de agua que se toma del río, para determinar la calidad del mismo, son solamente fracciones de todo el ambiente; las series de datos que se analizan deben ser consideradas como datos muestrales de una población infinita que no puede ser analizada. Por lo tanto como dice Sierra 2011, los datos son valores muestrales que tiene como objetivo estimar los parámetros de una población.

Uno de los principales requisitos para tener éxito en la realización de un diagnóstico de calidad del agua, es tener unos objetivos claros y cuantificables.

Para analizar una serie de datos de calidad del agua, los objetivos se deben plantear de tal manera que las preguntas se puedan responder estadísticamente como pruebas de hipótesis. Las preguntas aplicables a los estudios de calidad del agua se pueden resolver planteando la siguiente prueba de hipótesis:

H_0 = Hipótesis nula: No hay ningún cambio en la variable.

H_1 = Hipótesis alterna: Hay cambio en la variable

Empleando métodos estadísticos como la prueba t de student, la prueba F de Fisher ó un análisis de varianza (ANOVA), se pueden responder las preguntas planteadas en el estudio de calidad del agua.

Siendo el objetivo del estudio rechazar o aceptar H_0 , independiente del método que se use para resolverlas, en una prueba de hipótesis se pueden cometer dos tipos de errores:

- 1) Error Alfa (α), o error por exclusión o falso positivo. Este error se llama falso positivo porque se comete si se afirma que si hay diferencia significativa cuando realmente no la hay. Es el error que se comete al decir que una diferencia es significativa cuando en realidad no lo es, es decir, si se rechaza la hipótesis H_0 cuando en realidad era la hipótesis verdadera.
- 2) Error Beta (β), o error por inclusión o falso negativo. Este error se llama falso negativo, porque se comete si se afirma que no hay diferencia significativa,

cuando realmente sí la hay. Este error se comete si se dice que una diferencia no es significativa, cuando en realidad sí lo es: en otras palabras, rechazar H_1 , cuando es la hipótesis verdadera, aceptar H_0 cuando es falsa.

La aplicación de una prueba de hipótesis al caso de un problema de calidad de agua, se puede resumir en los siguientes pasos (Sierra Ramírez, 2011):

Paso 1: Establecer la hipótesis nula en términos de igualdad

$$H_0: \theta = \theta_0$$

Después de establecer la hipótesis nula, se construye la hipótesis alterna, que puede hacerse de tres maneras, dependiendo del objetivo del estudio y de lo que se quiere probar.

$$H_1: \theta \neq \theta_0$$

$$H_1: \theta > \theta_0$$

$$H_1: \theta < \theta_0$$

Los problemas en los que más comúnmente se aplican las pruebas de hipótesis al caso de los estudios de la calidad son para realizar las comparaciones:

- La media de un conjunto de datos frente a lo que se considera un valor verdadero,
- La media frente a un valor predicho o una norma (umbral), y
- La media o desviación estándar de dos grupos de datos.

Lo anterior significa que en la práctica el parámetro (θ) sobre el cual se van a hacer pruebas o a contrastar, es la media (μ). También hay que tener en cuenta que los estudios de calidad del agua se trabaja con datos muestrales y no poblacionales, por lo que se desconocen los parámetros poblacionales μ y σ y se utilizan \bar{x} y s como sus estimadores.

Paso 2: Elegir el nivel de significancia.

Seleccionar el valor de α para establecer el nivel de significancia. En los estudios de calidad del agua normalmente se trabaja con valores de α de 0.05 ó 0.5 (Sierra Ramírez, 2011).

Paso 3: Elegir el estadístico de contraste

Como se mencionó en el paso 1, para las pruebas de hipótesis en los estudios de calidad del agua lo más común es hacer comparaciones con respecto a la media muestral de una serie de datos. Esto conduce a que se presenten tres situaciones:

- i. Se conoce σ ó cuando la muestra es grande ($n > 30$).

En este caso el estadístico de contraste es z y se calcula con la ecuación (4.12):

$$z = \frac{\hat{x} - \mu}{\frac{\sigma}{\sqrt{n}}} \quad (4.12)$$

Para una precisión del 95%, la significancia α es 0.05. con una probabilidad de 0.025 ($\alpha/2$, dos colas).

- ii. Cuando la muestra es grande y no se conoce σ .

En este caso el estadístico de contraste es z (distribución normal) y se calcula con la ecuación (4.13):

$$z = \frac{\hat{x} - \mu}{\frac{s}{\sqrt{n}}} \quad (4.13)$$

- iii. Cuando la muestra es pequeña ($n < 30$) y no se conoce σ .

En este caso el estadístico de contraste es t y se calcula con la ecuación (4.14):

$$t = \frac{\hat{x} - \mu}{\frac{s}{\sqrt{n}}} \quad (4.14)$$

Lo más común en los estudios de calidad del agua es que se presente este tipo de casos.

Paso 4: Determinar la región de aceptación o la crítica o de rechazo.

Después de calcular el estadístico t , se chequea si este valor está adentro o fuera de la región de aceptación, o también equivalentemente se puede calcular el valor de “ p ” del estadístico (probabilidad de obtener ese valor, u otro más alejado de la H_0 , si H_0 fuera cierta) y comparándola con α . Como lo más sencillo de realizar es calcular t y compararlo con el valor crítico para ver si t cae en la región de aceptación.

La región de aceptación está determinada por el valor crítico $t_{\alpha}(G.L.)$, donde G.L. son los grados de libertad. En esta prueba de hipótesis se presentan los siguientes casos para delimitar la región de aceptación:

- Para la prueba de dos colas la región de aceptación

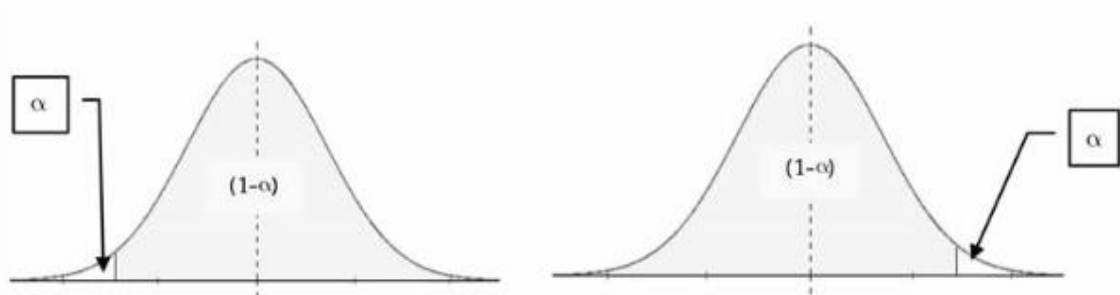
FIGURA 4.6: REGIÓN DE ACEPTACIÓN.



FUENTE: (Sierra Ramírez, 2011)

- Para las pruebas laterales las regiones de aceptación.

FIGURA 4.7: REGIÓN DE ACEPTACIÓN.



FUENTE: (Sierra Ramírez, 2011)

De acuerdo a las figuras 4.6 y 4.7, el valor crítico queda determinado estableciendo el valor de α .

Paso 5: Toma de la decisión

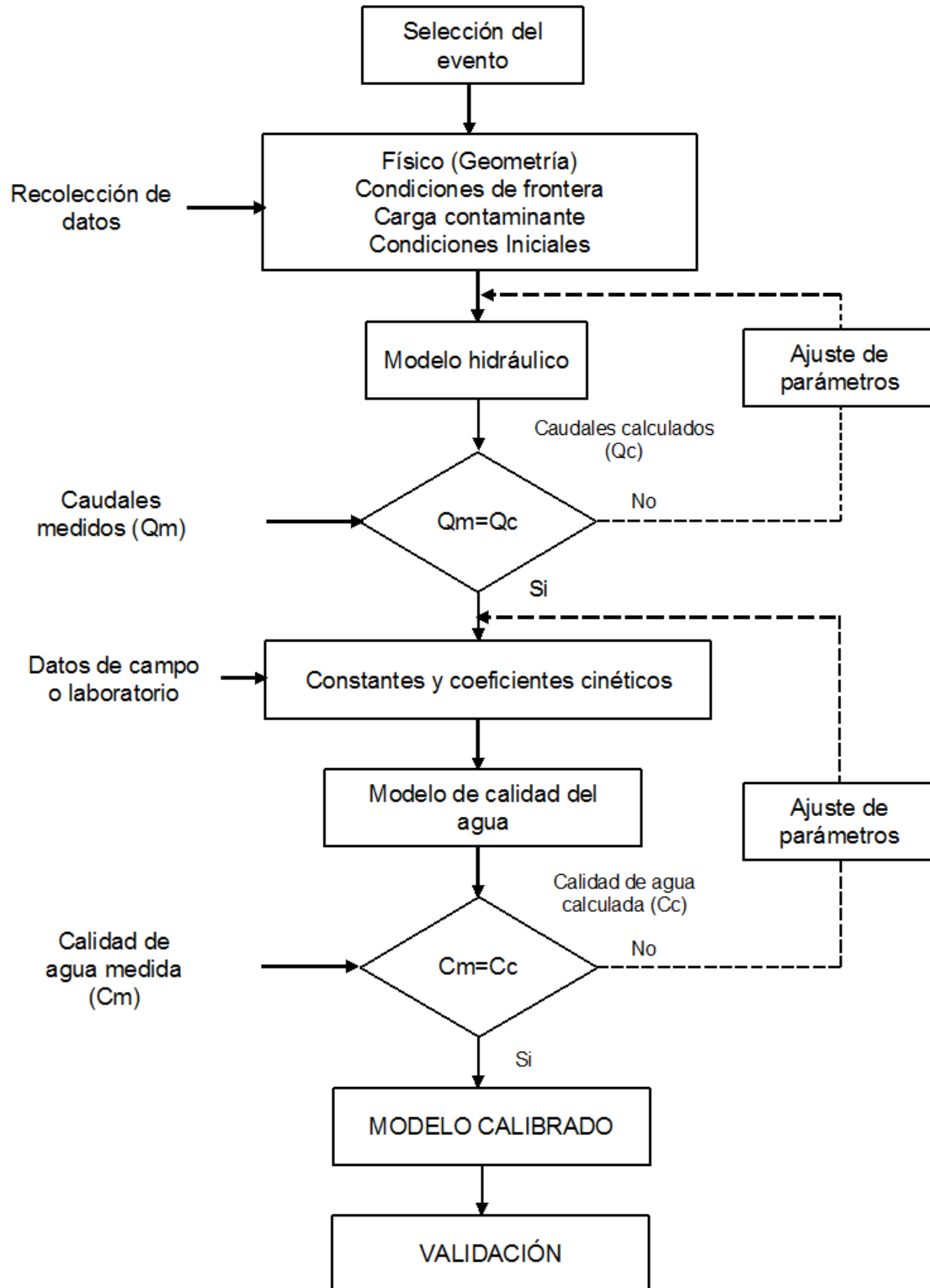
En este último paso de la prueba de hipótesis, el estadístico de prueba t , se compara con el valor crítico y se toma la decisión de rechazar o no la hipótesis nula.

4.2 CALIBRACIÓN

La calibración del modelo consiste en ajustar las constantes y coeficientes incluidos en el modelo de tal manera que este sea capaz de simular la calidad del agua en la corriente con una alta confiabilidad.

La calibración es un proceso sistémico, su procedimiento se presenta en la figura 4.8.

FIGURA 4.8: DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DEL PROCEDIMIENTO DE CALIBRACIÓN DEL MODELO.



Elaborado por: Sierra Ramírez 2011

Para calibrar un modelo se selecciona un evento típico o situación concreta para el cual se conoce las características físicas de la corriente del río y se tiene medido parámetros en el campo o en laboratorio.

Este evento típico o situación concreta corresponde a unas condiciones externas que en la mayoría de casos son condiciones de caudales bajos, estiaje.

Antes de realizar la calibración, se deben tener evaluadas las cargas contaminantes puntuales, tener establecidas las condiciones de frontera y las condiciones iniciales del evento del lugar donde se quiere hacer la modelación. De la misma forma, se debe poseer las características geométricas del tramo del río como cabecera de los ríos, número de tramos, número de elementos de cada tramo, etc. Toda esta información debe tener la suficiente precisión para que no se convierta en una fuente de incertidumbre en los resultados.

Para realizar el procedimiento de calibración se considera dos fases: primero se calibra la hidráulica o hidrodinámica (caudales, velocidad y altura de la superficie) y luego la parte de calidad del agua, como se observa en la figura 4.8.

La calibración hidrodinámica se inicia ajustando los coeficientes y constantes involucrados en las fórmulas hidráulicas (coeficiente de Manning, curvas de caudal, profundidad, etc.). Para la caracterización hidráulica o hidrodinámica hay que tener en cuenta que el modelo refleja el comportamiento del río en una situación concreta, correspondiente al periodo en el que se efectúa la campaña de muestreo, por lo que resulta casi imprescindible la realización de una campaña específica de aforos todo lo exhaustiva que sea posible.

Cuando ya sea simulado el régimen hidráulico de la corriente, se procede a calibrar la calidad del agua. Debido a que los modelos simulan muchos parámetros de calidad, la calibración de estas no debe realizarse de forma arbitraria, debe seguirse un proceso racional para facilitar su introducción en el modelo. Se recomienda calibrar primero los parámetros que menos variables tienen involucradas en su cálculo, es decir, las variables correspondientes a parámetros independientes (i.e.

temperatura, DBO, etc.). Posteriormente se aborda el ajuste de los parámetros correspondientes a las variables dependientes, consideradas en un orden correlativo con el de dependencia creciente.

La calibración de cada parámetro se hace ajustando las constantes y coeficientes cinéticos involucrados que tiene los parámetros en su cálculo hasta conseguir que los resultados de la simulación, mediante el modelo, coincidan sensiblemente con los obtenidos en la campaña de muestreo realizada a tal efecto.

Existen varios métodos para realizar los ajustes. Pero se los clasifica en dos grupos:

i. Prueba y error

Es el método más utilizado y usualmente recomendado. Implica un ajuste manual de parámetros, basado en el criterio del investigador, y comprobar simultáneamente la bondad del ajuste del modelo, normalmente en un gráfico de datos de campo contra las respuestas del modelo. Tiene valor de aprendizaje pero es lento y subjetivo.

ii. Automática

Optimiza los valores de los parámetros utilizando técnicas numéricas. A diferencia de la “prueba y error”, este método es mucho más rápido y objetivo; sin embargo, es numéricamente complejo y presenta problemas en la compensación de errores y en la captura de valores mínimos locales. Algunos ejemplos son: técnicas de escalamiento (hill-climbing techniques), recocido simulado (simulated annealing), algoritmos genéticos, etc.

En la práctica, aplicar el primer método puede ayudar a conseguir una primera aproximación y luego optimizarla utilizando una calibración automática. (Cabrera, 2012)

Por otra parte, el estudio de Caracterización y Modelación Matemática del Río Cauca, desarrollado por la Universidad del Valle y la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) (2002), muestra una metodología para la

calibración, desarrollada por Chapra (1997), que incluye los siguientes pasos: i) el análisis de sensibilidad de primer orden, ii) la calibración y iii) el análisis de incertidumbre, mismo que se van a desarrollar en los siguientes párrafos considerando que es una metodología aplicada con éxito en un país con condiciones similares al nuestro.

4.2.1 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE PRIMER ORDEN

El análisis de sensibilidad consiste en la identificación de los parámetros de calibración que más afectan las respuestas del modelo, con el objetivo de dedicar los mayores esfuerzos (tiempo del modelador y tiempo computacional) en la calibración de dichos parámetros. (Universidad del Valle, 2007)

Debido a la complejidad de los modelos de calidad del agua, son muchos los parámetros que deben ser estimados para que el modelo describa adecuadamente el sistema. Como algunos parámetros son más importante que otros en las respuestas del modelo, se debe poner mayor atención en la calibración a los parámetros más relevantes, en primer lugar.

Para encontrar los parámetros que son más influyentes se recomienda realizar un análisis de sensibilidad de primer orden basado en la metodología de la estimación del efecto relativo (ER) presentada por Chapra (1997) y aplicada por López (2003).

Para estimar el efecto relativo (ER), en la práctica se usa la ecuación

(4.15):

$$ER = - \frac{\frac{\bar{C}(\Delta k) - \bar{C}(k - \Delta k)}{2\bar{C}(k)}}{\frac{\Delta k}{k}} \quad (4.15)$$

Donde:

k = Valor de variables de calibración (puede ser k_1 , k_2 , α_1 , α_2 ,

- etc.).
- $C(k)$ = Concentración promedio calculada por el modelo en el tramo del río evaluado, para un valor k del parámetro de calibración.
- Δk = Variación del valor del parámetro de calibración.
- $C(k+\Delta k)$ = Concentración promedio calculada por el modelo en el tramo del río evaluado, para un valor $\Delta k + k$ o $\Delta k - k$ del parámetro de calibración.

De acuerdo a la ecuación (4.15), en ella se está evaluando una función cualquiera $C(k)$, (por ejemplo la concentración media de OD), y se considerando la influencia que sobre ella tiene el valor k de un determinado parámetro (por ejemplo el coeficiente de velocidad de reaireación). De esta forma para un determinado incremento del parámetro de calibración (Δk) se puede conocer el efecto que tiene dicha variación en el parámetro simulado.

Para calcular los valores de la función del efecto relativo se debe realizar varias corridas del modelo variando sólo una variable y fijando los demás.

Con los efectos relativos, obtenidos de cada variable, se construye una tabla en orden descendente de los parámetros de calibración dependiendo de su efecto relativo. De esta manera se determina los parámetros que podrían ser fijados durante la calibración y los que deberían ser evaluados con una mayor dedicación. Las variables que obtengan mayor ER, serán modificadas para calibrar el modelo. (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca(CVC); Universidad del Valle, 2004)

4.2.2 CALIBRACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD

Una vez definidos las variables de calibración que tienen un efecto relativo significativo (mayor) se inicia el proceso de ajuste. Las variables con los menores efectos relativos se dejan fijos durante el proceso.

La calibración del modelo se efectúa comparando la gráfica de los resultados del modelo con los datos medidos en campo.

Es recomendable realizar un proceso de ajuste del modelo a valores de referencia dentro de un determinado intervalo hasta que el modelador decida cuál es el valor de las variables de entrada que mejor predice las concentraciones con las que se va a comparar.

4.2.3 ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE

Una vez que se reduce la incertidumbre en las series de tiempo usadas para las fronteras del modelo se procede a evaluar el ajuste de los parámetros de calibración utilizando la metodología denominada Estimación de la Incertidumbre Generalizada GLUE (Beven y Binley, 1992). Esta metodología ha sido aplicada en modelos de escorrentía por Freer y Beven (1996) y en modelos de calidad del agua, como el caso del Río Bogotá (Camacho y Díaz, 2003).

La metodología de Estimación de la Incertidumbre Generalizada es una estrategia basada en la técnica de búsqueda aleatoria controlada de Montecarlo. Esta metodología plantea que se deben conocer los parámetros de calibración del modelo junto con sus respectivos rangos. A partir de estos rangos, mediante la generación de números aleatorios con distribución uniforme, se obtiene un determinado número de combinaciones de dichos parámetros. Para cada combinación se efectúa una corrida del modelo y se obtiene un conjunto de datos. Mediante la optimización de una función objetivo que mide el ajuste que presenta cada uno de estos conjuntos, por ejemplo el coeficiente de determinación o el error cuadrático medio, se determina el conjunto o combinación de parámetros que arroja el mejor ajuste. En consecuencia, la combinación de los parámetros de entrada asociados a dicho conjunto será la óptima.

Para el análisis de incertidumbre se generan rangos mucho más ajustados al valor real del parámetro debido a que previamente se efectúa un análisis de sensibilidad

de primer orden y se ajusta los parámetros de calibración. Esto permite tener un rango de parámetros de calibración más ajustado y, por consiguiente, un menor número de simulaciones de Montecarlo. Normalmente se suele realizar del orden de 1000 combinaciones; pero se puede trabajar con 100 combinaciones para el tramo calibrado, con el fin de disminuir el tiempo computacional. Para cada una de estas combinaciones, sea 1000 o 100, se realiza una corrida del modelo, dependiendo de la elección, para cada una de las variables de salida.

Con ellos se realiza la optimización de la función objetivo, es decir, el coeficiente de determinación y/o el error cuadrático medio.

A partir de los resultados o corridas del modelo se produce gráficas de la respuesta del modelo con límite de confianza asociados, percentiles 5% y 95% de los datos calculados para cada una de las variables de salida en cada uno de los sitios preseleccionados en el modelo. En esencia los valores de una función objetivo como el R^2 o el ECM calculado para cada una de las corridas de Montecarlo se transforma en medidas de confiabilidad.

4.3 VALIDACIÓN

Una vez calibrado el modelo se debe pasar a verificarlo o validarlo empleando datos de campo obtenidos para condiciones hidráulicas y de calidad del agua diferentes a las usadas para la calibración.

Se puede señalar que la validación del modelo es un proceso mediante el cual se comparan los resultados obtenidos mediante la aplicación del modelo a una situación diferente de la utilizada para su calibración, con las medidas de calidad del agua efectuadas durante la misma.

La nueva situación de comparación se elabora a partir de una campaña específica de toma de muestras y análisis, similares a la utilizada para la calibración del modelo.

En el proceso de validación se dejan quietos los parámetros ajustados durante la calibración y se cambian las variables externas. Es decir se cambian las cargas contaminantes, las características hidrológicas de la cuenca, las condiciones de entrada, etc.

Resulta imprescindible introducir los valores del nuevo perfil de caudales, que corresponden a la nueva situación de cálculo, obtenidos a partir de la campaña de aforos; esta debe ser bastante extensa en términos espaciales.

Una vez realizada todas las modificaciones y adaptaciones, el análisis comparativo entre los resultados de la simulación y las medidas reales efectuadas conducirá conclusiones de carácter positivo y negativo. Puede presentarse dos casos.

En el primero de los casos, el modelo se considera validado y listo para emplear en otras situaciones.

En el segundo de los casos se plantea la necesidad de proceder a una recalibración del modelo. Regularmente las condiciones de un río pueden cambiar en el tiempo, lo cual puede ocasionar que los modelos se descalibren; especialmente esto sucede después de que se han implementado medidas de control o de remediación.

Thomann (1987) y Chapra (1997) recomiendan una etapa posterior a la validación, la definen como auditoría posterior. Esta auditoría posterior trata, según los autores mencionados, en verificar si los resultados obtenidos con el modelo fueron válidos. Son muy pocos los casos en los que el modelo ha reproducido la calidad del agua cuando el río ha cambiado, según la bibliografía, y esto ocasiona que se tenga que volver a repetir el proceso de modelación.

En estos casos los resultados han servido para que se identifiquen vacíos en la información requerida y se mejore los algoritmos de cálculo de las variables incluidas en el programa.

CAPÍTULO 5

PROGRAMA COMPUTACIONAL HEC-RAS VERSIÓN 4.0

5.1 GENERALIDADES

El programa Hydrological Engineering Center–River Analysis System (HEC-RAS) es un software creado por la United States Army Corps Engineers USACE, permite realizar análisis hidráulicos de flujo unidimensional gradualmente variado, permanente y no permanente, transporte de sedimentos, análisis de la temperatura del agua y calidad del agua.

La primera versión de HEC-RAS (versión 1.0) se desarrolló en Julio de 1995, desde este tiempo se realizaron varias versiones principales (1.1; 1.2; 2.0; 2.1; 2.2; 3.0; 3.1) la versión 4.0 apareció en marzo del 2007. Esta versión es la primera en incorporar un módulo de calidad del agua.

El sistema HEC-RAS contiene cuatro componentes unidimensionales para el análisis del río:

- 1) Cálculos de perfil de la superficie del agua de flujo permanente
- 2) Simulación de flujo no permanente;
- 3) Cálculos de transporte de sedimentos de contorno móvil
- 4) Análisis la calidad del agua.

Los cuatro componentes utilizan una representación geométrica de datos común y el cálculo geométrico e hidráulico común. Además de los cuatro componentes de análisis del río, el sistema contiene varias características de diseño hidráulicos que se pueden recurrir una vez que se calculan los perfiles básicos de la superficie del agua.

5.1.1 REQUERIMIENTOS DE HARDWARE Y SOFTWARE

Antes de la instalación del software HEC-RAS se debe verificar que la computadora cumpla con los requerimientos mínimos de hardware y software.

- PC o máquina que tenga procesador Intel o superior. (Se recomienda un Pentium III o superior).
- Un disco duro de al menos 60 megabytes de espacio libre (100 megabytes o más es recomendado)
- Un mínimo de 256 megabytes de RAM si se utiliza Windows 95, 98, ME, o 512 megabytes si se utiliza Windows NT, 2000, XP o Vista (se recomienda un Gigabyte o más)
- Mouse
- Pantalla de video a color (se recomienda ejecutar en Super VGA (1024x768) o mayor, y un monitor de gran tamaño de ser posible.
- MS Windows 95, 98, ME, NT 4.0, 2000, XP o Vista.

5.1.2 INSTALACIÓN

La instalación del software HEC-RAS se realiza descargando el instalador de forma gratuita desde el sitio web <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>.

De la página web también puede ser descargada una serie de documentación como son:

- **HEC-RAS User's Manual** El manual es una guía para el uso del programa.
- **HEC-RAS Hydraulic Reference Manual** Contiene una descripción de algoritmos y conceptos hidráulicos utilizados.
- **HEC-RAS Applications Guide** Este documento contiene una descripción de varios ejemplos prácticos de aplicación de HEC-RAS.

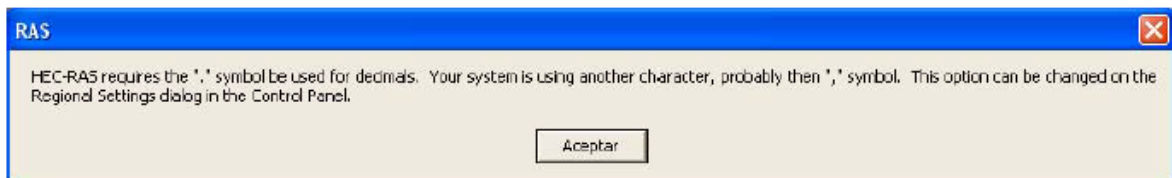
5.1.3 CONFIGURACIONES INICIALES

Las siguientes configuraciones son consideradas para la utilización del programa en un ámbito local.

5.1.3.1 Configuración Regional

Una vez instalado el programa, al ejecutarlo es posible que aparezca la siguiente ventana:

FIGURA 5.1: VENTANA MENSAJE DE CONFIGURACIÓN.

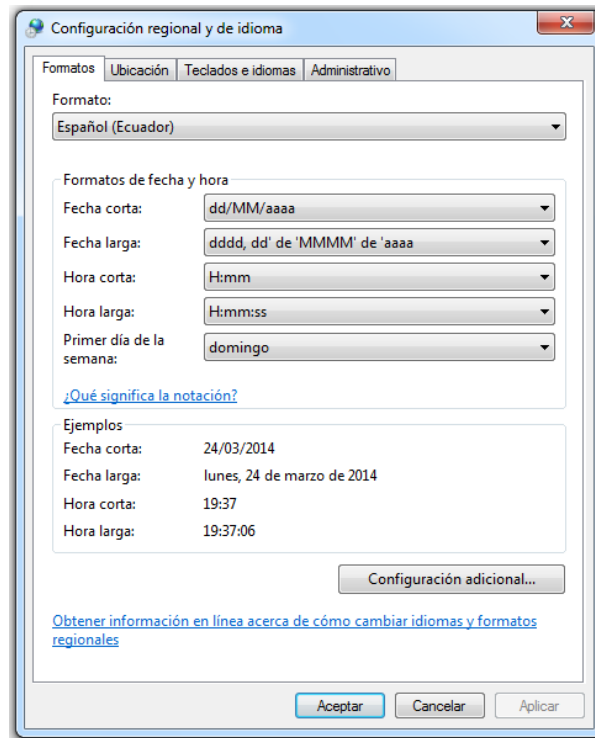


FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

HEC-RAS 4.0 trabaja con la configuración americana, por lo cual hay que cambiar la configuración regional de nuestro ordenador, ya que esta tiene la coma como separador de decimales y el punto como separador de miles.

Seleccionar **Inicio/Panel de Control/Reloj, idioma y región/Configuración regional y de idioma**

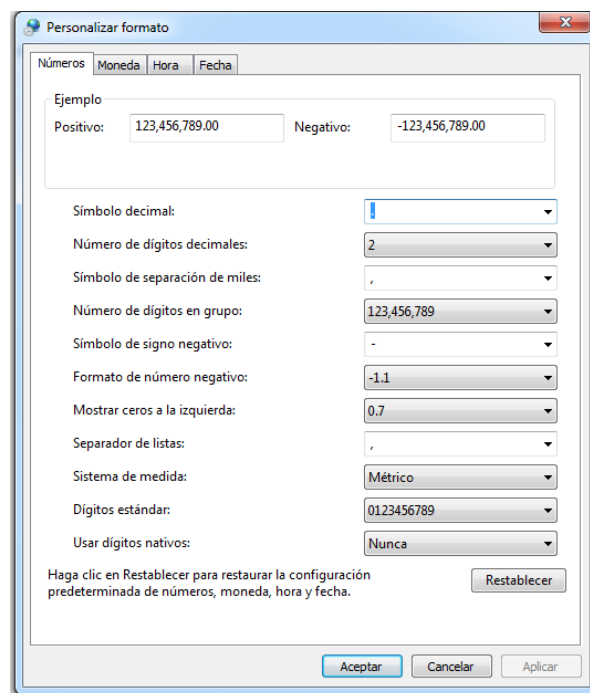
FIGURA 5.2: CONFIGURACIÓN REGIONAL Y DE IDIOMA.



FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

Seleccionar **Configuración adicional**

FIGURA 5.3: PANTALLA DE CONFIGURACIÓN ADICIONAL.



FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

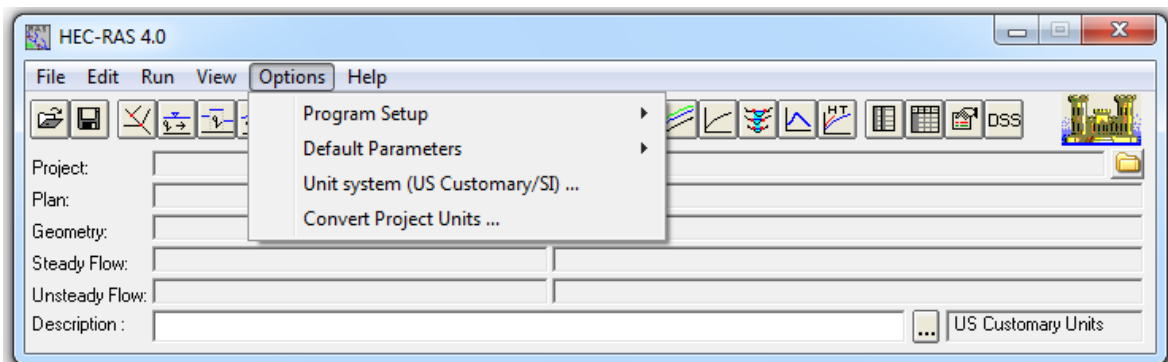
Una vez solucionado el problema aparece la pantalla principal

5.1.3.2 Sistemas de unidades

Como parte de la configuración inicial se recomienda cambiar el sistema de unidades, esto se realiza de la siguiente manera:

Seleccionar **Options/Unit system (US Customary/SI)**

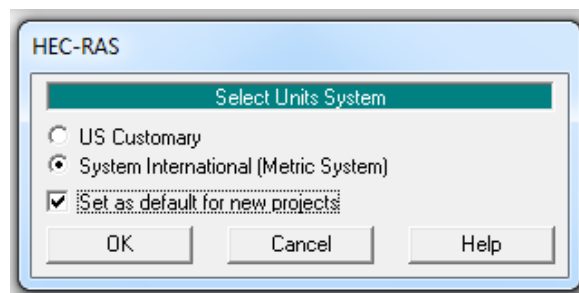
FIGURA 5.4: CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES.



FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

Aparecerá la siguiente ventana:

FIGURA 5.5: SELECCIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES.

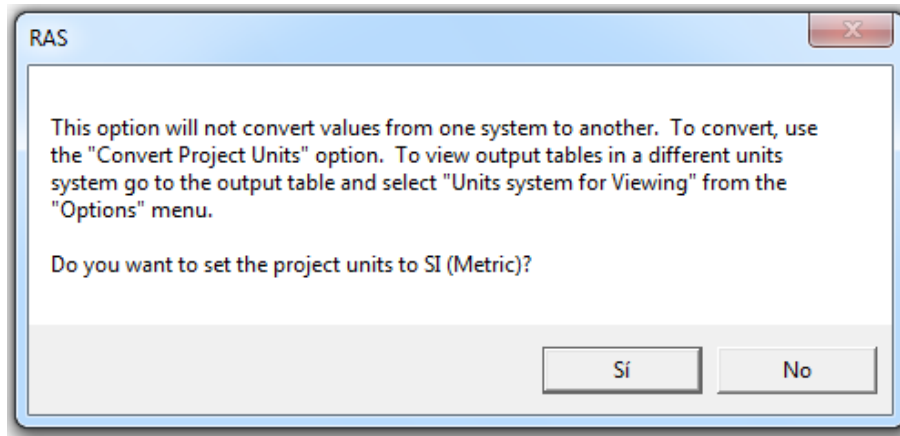


FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

Seleccionar la opción **System International (Metric System)**, si se selecciona la opción **Set as default for new project**, los nuevos proyectos que se creen serán

con unidades del sistema internacional, finalmente ponemos **OK** para aceptar. Aparece el siguiente mensaje:

FIGURA 5.6: MENSAJE DE CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES.



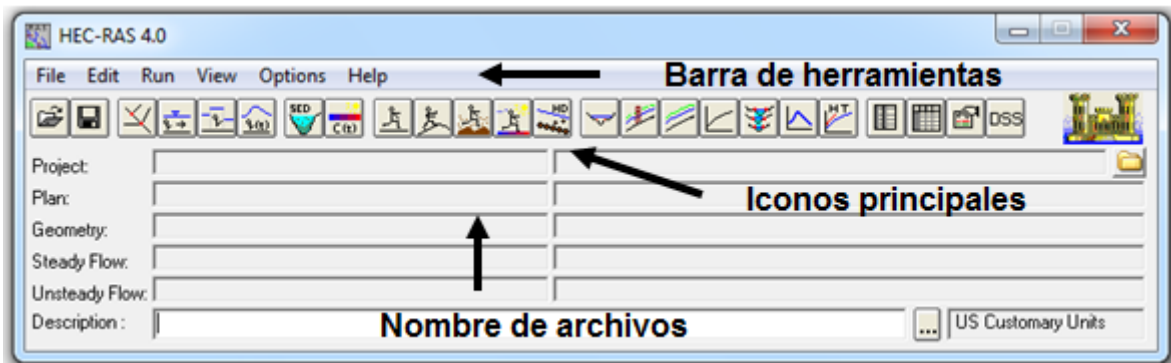
FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

Este mensaje nos indica que esta opción solo configura el sistema de unidades y no convierte los valores de un sistema a otro, sugiere utilizar tablas para realizar la conversión.

5.1.4 PANTALLA PRINCIPAL

El programa HEC-RAS versión 4.0 tiene una interfaz gráfica amigable con el usuario, la pantalla principal consta de la barra de herramientas, iconos principales y una sección donde se muestran los nombres de los archivos, utilizados en ese momento.

FIGURA 5.7: PANTALLA PRINCIPAL DEL PROGRAMA HEC-RAS VERSIÓN 4.0



FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

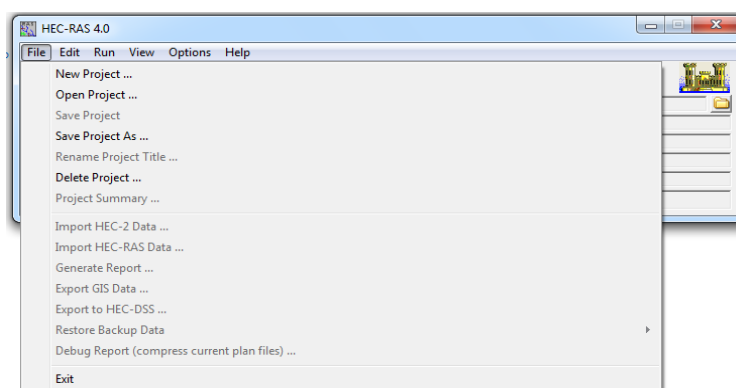
5.1.4.1 Barra de herramientas

La barra de herramientas, como se muestra en la figura FIGURA 5.7, consta de las siguientes opciones.

- File
- Edit
- Run
- View
- Options
- Help

File (Archivo)

FIGURA 5.8: OPCIÓN FILE DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.



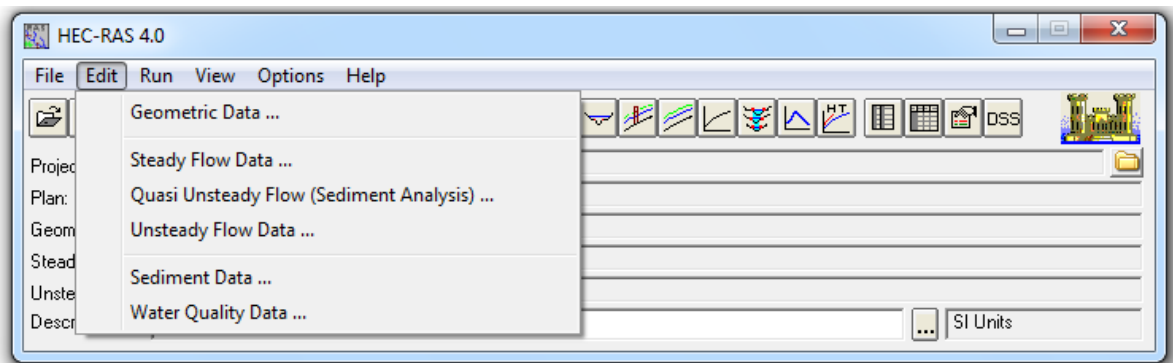
FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

File es una opción que se utiliza para el manejo de archivos, dentro del menú de **File** están disponibles las siguientes opciones:

Nuevo Proyecto; Abrir Proyecto; Guardar el Proyecto; Guardar el Proyecto Como; Renombre el Proyecto; Borre el Proyecto; Resumen del proyecto, entre otras. También presenta la opción de Importar y Exportar Datos de otros programas y al final nos da la opción de salir del programa.

Edit (Editar)

FIGURA 5.9: OPCIÓN EDIT DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.



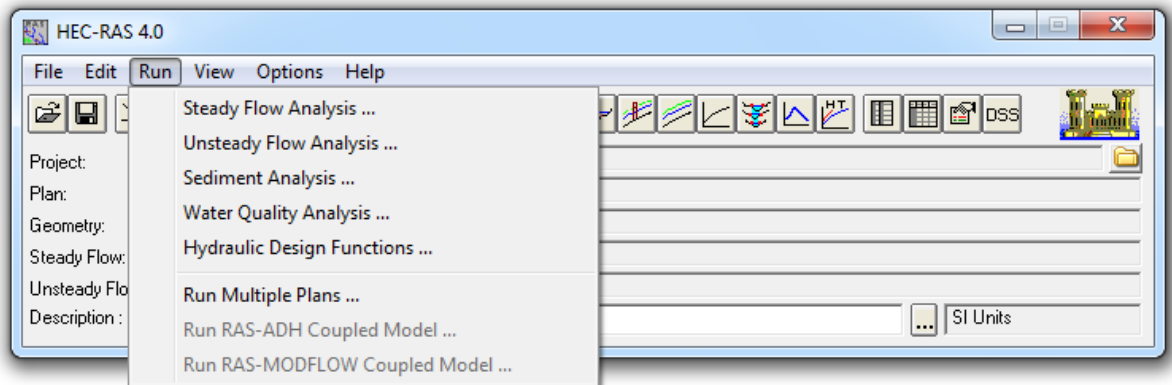
FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

Esta opción permite introducir y revisar los datos:

Datos geométricos; de Flujo Permanente; de Flujo no Permanente; de Flujo Variado; de Sedimentos y de Calidad del Agua.

Run (Correr)

FIGURA 5.10: OPCIÓN RUN DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.



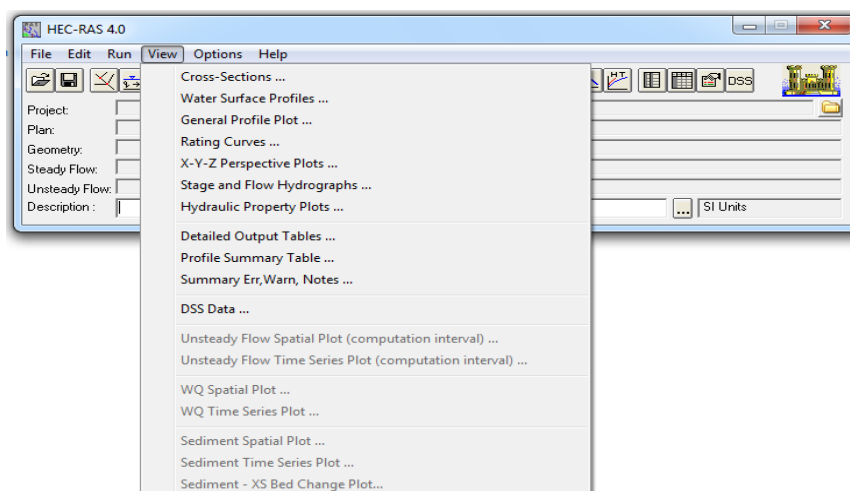
FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

La opción **Run** presenta los diferentes tipos de corridas que se puede realizar:

- Análisis de Flujo Permanente
- Análisis de Flujo No permanente
- Análisis del Sedimento
- Análisis de Calidad del Agua
- Las Funciones de diseño Hidráulico

View (Ver)

FIGURA 5.11: OPCIÓN VIEW DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.



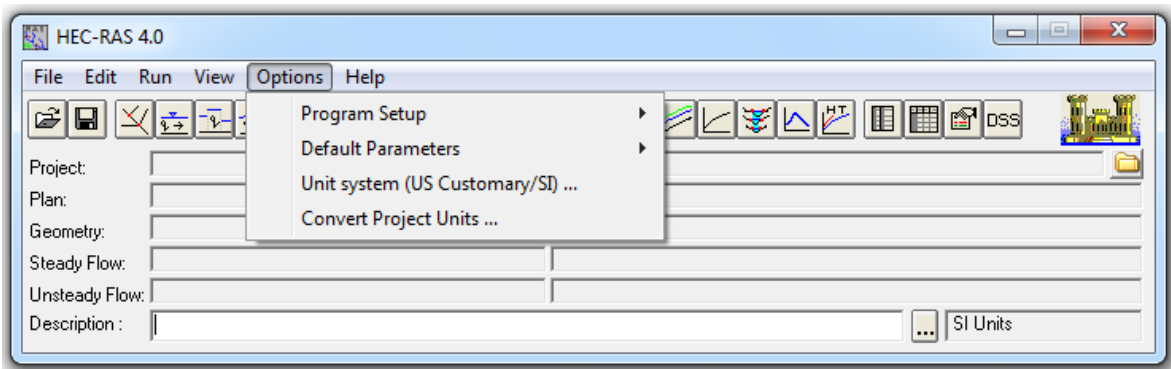
FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

Esta opción despliega toda la información del proyecto que se puede visualizar, entre las que se incluyen:

- Secciones transversales
- Perfiles de Superficie de Agua;
- Ploteo de perfiles en general
- Curvas típicas;
- Vista en Perspectiva X-Y-Z;
- Ver hidrogramas de caudal
- Ploteo de propiedades hidráulicas
- Tabla detallada de resultados
- Entre otros.

Options (Opciones)

FIGURA 5.12: OPCIONES DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.



FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

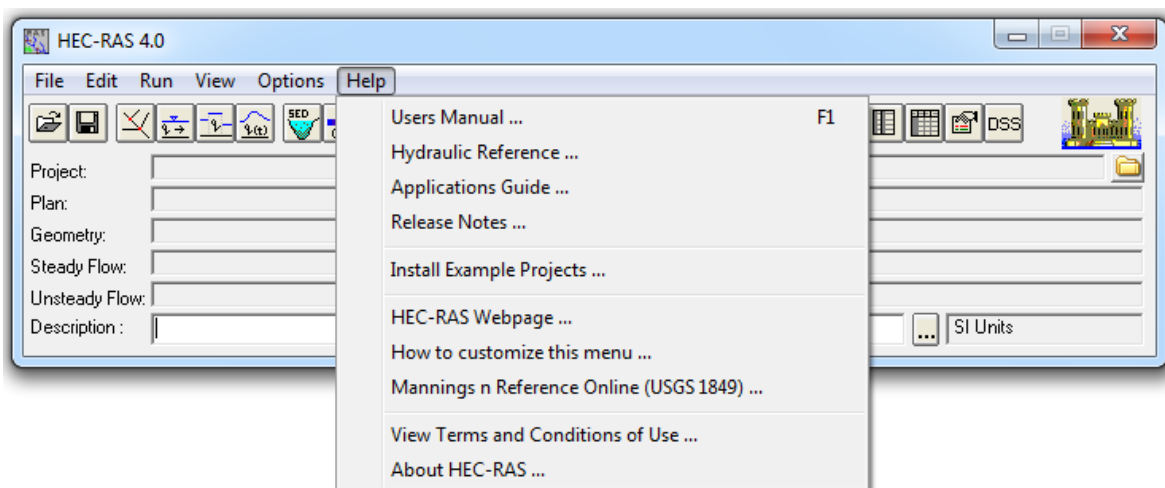
Options permite al usuario modificar características del programa como:

- El Setup del Programa;
- Parámetros Predefinidos;
- Establecer el Sistema de las Unidades Predefinido (inglés o Métrico)
- Conversión de unidades del Proyecto (inglés a Métrico, o Métrico a inglés).

Help (Ayuda)

La opción ayuda permite al usuario obtener información que le sirva de ayuda al momento de utilizar el programa HEC-RAS.

FIGURA 5.13: OPCIÓN HELP DE LA BARRA DE HERRAMIENTAS.



FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

5.1.4.2 Iconos Principales

A continuación se presenta tabla 5.1 con la descripción de los iconos que aparecen en la pantalla principal.

TABLA 5.1: TABLA DE ICONOS DEL PORGRAMA HEC-RAS VERSIÓN 4.0.




Nombre	Icono	Descripción
Open an existing project		Abre un proyecto existente.
Save an existing project		Guarda el proyecto con el mismo nombre otorgado anteriormente.
Edit/Enter geometric data		Abre la pantalla de Geometría, en la que podemos crear, modificar, combinar e importar geometrías procedentes de otros modelos.

TABLA 5.1: CONTINUACIÓN

Edit/Enter steady flow data		Introduce o edita las condiciones de flujo para el régimen permanente.
Edit/Enter quasi unsteady flow data		Introduce o edita las condiciones de flujo para el flujo cuasi no permanente.
Edit/Enter unsteady flow data		Introduce o edita las condiciones de flujo para flujo no permanente o variable.
Edit/Enter sediment boundary conditions		Introduce o edita las condiciones de sedimentos
Edit/Enter water quality boundary conditions		Introduce o edita las condiciones de calidad de agua.
Perform a steady flow simulation		Ejecuta la simulación de flujo permanente
Perform an unsteady flow simulation		Ejecuta la simulación de flujo no permanente o variable.
Perform a sediment transport simulation		Ejecuta la simulación del transporte de sedimentos
Perform a water quality flow simulation		Ejecuta la simulación de flujo de la calidad de agua
Perform hydraulic design computations		Ejecuta cálculos de diseño hidráulico
View cross sections		Visualiza las secciones transversales de calculo
View profiles		Visualiza los perfiles
View General Profile Plot		Visualiza los perfiles generales
View computed rating curves		Visualiza las curvas de Gasto
View 3D multiple cross section plot		Visualiza las secciones transversales en 3D
Stage and Flow Hydrographs		Visualiza los hidrogramas o linmogramas de cada sección
Hydraulic property table plots		Tablas y dibujos de propiedades hidráulicas
View detailed output XS, Culverts , Bridges, Weirs, etc.		Visualiza los resultados detallados de cada sección puentes , alcantarillas, etc.
View summary output table of profile		Visualiza el resumen de las tablas de salida.
Summary of errors, warnings and notes		Resumen de errores, avisos y notas.
View DSS Data		Visualiza la información contenida en formato DSS

FUENTE: Programa HEC-RAS versión 4.0

5.2 DEFINICIÓN DE CRITERIOS DE MODELACIÓN

5.2.1 MODELO DE CÁLCULO PARA RÉGIMEN ESTACIONARIO

HEC-RAS resuelve el flujo gradualmente variado a partir de la ecuación de balance de energía, entre dos secciones dadas, excepto en los casos en que simule estructuras como puentes, vertederos o tramos cortos entubados. En tales casos resuelve la ecuación de conservación de la cantidad de movimiento, así como ciertas ecuaciones de carácter empírico establecidas específicamente para estas estructuras.

El objetivo principal del programa HEC-RAS es calcular alturas de agua en todas las localidades de interés para determinados caudales. Los datos necesarios para realizar estos cálculos están divididos en: datos geométricos y datos de flujo. Y posteriormente, de acuerdo al objetivo del estudio, los datos de calidad del agua.

Una conjetura básica en la que se basa el programa HEC-RAS es que el flujo simulado es unidimensional. Es decir la única componente de la velocidad que se considera es la componente en la dirección del movimiento. La dirección vertical y transversal al movimiento, se consideran despreciables. (Bladé, Sánchez, Sánchez, Ninerola, & Gómez). Las pendientes del cauce se consideran pequeñas, es decir, con un ángulo de inclinación inferior a 10° .

5.2.1.1 Ecuación de la energía

La ecuación básica para la estimación de la posición de la superficie libre del agua, en régimen permanente, es la ecuación de balances de energía, mediante la resolución de la ecuación de energía con un procedimiento iterativo llamado el método de paso estándar.

Por defecto HEC-RAS realiza 20 iteraciones por sección; en el caso de no encontrar una solución adecuada, compara la altura crítica con el menor error de la iteración. Si no concuerda con la altura con el régimen del problema y su error es menor a 10

cm el programa entrega ese valor. En caso de no cumplir con el régimen, arroja altura crítica en esa sección.

El programa considera el caso en que la pendiente longitudinal del río o canal es suficientemente pequeña como para poder aceptar que la vertical y la perpendicular en un punto cualquiera coincidan. Si la sección 2 es una sección aguas arriba de la 1. La ecuación de energía se escribe en la ecuación (5.1):

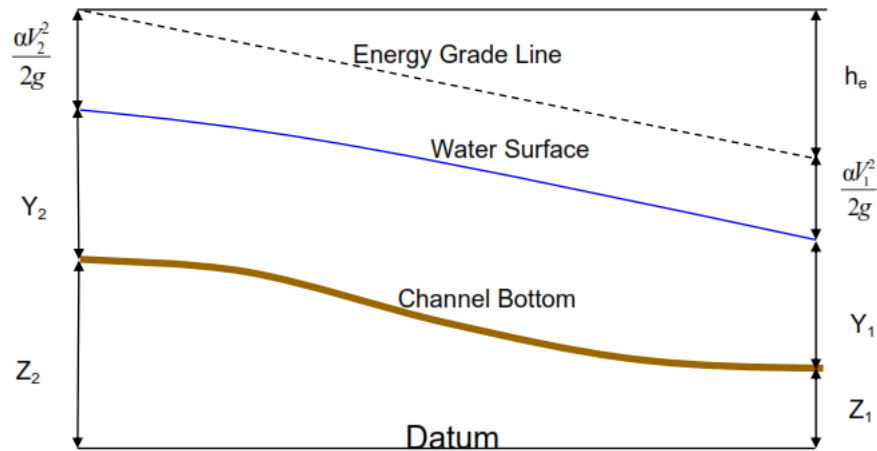
$$Z_2 + Y_2 + \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} = Z_1 + Y_1 + \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} + h_e \quad (5.1)$$

Donde:

- $Z_1, Z_2 =$ Cota de sección respecto a un plano de referencia arbitrario.
- $Y_1, Y_2 =$ Calados en cada una de las secciones consideradas.
- $V_1, V_2 =$ Velocidades medias en cada sección. En el caso de régimen permanente se obtiene como el cociente entre el caudal circular y el área de la sección.
- $\alpha_1, \alpha_2 =$ Coeficientes de Coriolis estimados en cada sección.
Permite corregir el hecho de que la distribución de velocidad en la sección se aleja de una distribución uniforme.
- $g =$ Aceleración de la gravedad.
- $h_e =$ Pérdida de carga de energía. Debe incluir las pérdidas continuas por rozamiento con el contorno, así como las pérdidas localizadas que se den entre ambas.

Se puede observar los términos del balance de energía en la figura 5.14.

FIGURA 5.14: REPRESENTACIÓN DE LOS TÉRMINOS DEL BALANCE DE ENERGÍA.



FUENTE: Manual de referencia hidráulica, HEC-RAS versión 4.0

La pérdida de carga de energía entre dos secciones transversales se compone de las pérdidas por fricción y pérdidas por contracción o expansión. La ecuación (5.2) para la pérdida de energía se presenta a continuación:

$$h_e = L\bar{S}_f + C \left| \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} - \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} \right| \quad (5.2)$$

Donde:

- L = Longitud del tramo donde hay una contracción o una expansión.
- \bar{S}_f = Pendiente de fricción representativa entre dos secciones.
- C = Coeficiente de pérdidas por expansión o contracción.

La distancia de longitud del alcance ponderada, L, se calcula mediante la ecuación (5.3):

$$L = \frac{L_{lob}\bar{Q}_{lob} + L_{ch}\bar{Q}_{ch} + L_{rob}\bar{Q}_{rob}}{\bar{Q}_{lob} + \bar{Q}_{ch} + \bar{Q}_{rob}} \quad (5.3)$$

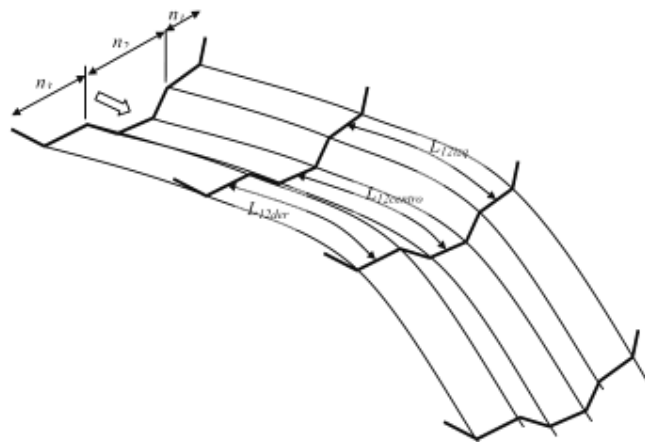
Donde:

L_{lob} , L_{ch} , L_{rob} = Distancia longitudinal de las secciones especificadas para cada caudal en la llanura de inundación izquierda, cauce principal y llanura de inundación derecha, respectivamente.

$\bar{Q}_{lob} + \bar{Q}_{ch} + \bar{Q}_{rob}$ = promedio aritmético de los caudales entre secciones para la llanura de inundación izquierda, cauce principal y llanura de inundación derecha, respectivamente.

Al simular el flujo unidimensional, el programa permite representar la sección caracterizándola según las llanuras de inundación derecha (right overbank) e izquierda (left overbank), separadas ambas por el cauce principal (main channel) (Bladé, Sánchez, Sánchez, Ninerola, & Gómez). Cada una de dichas partes se describe con el valor del coeficiente de Manning correspondiente y la distancia a la sección inmediatamente aguas abajo, para determinar el transporte total y del coeficiente de velocidad para cada sección. (Cazcarra, 2014)

FIGURA 5.15: DIVISIÓN POR DEFECTO EN LAS SECCIONES DE HEC-RAS.



FUENTE: HEC 2002

El cálculo del transporte se realiza mediante la ecuación de Manning (basada en unidades inglesas):

$$Q = KS_f^{1/2} \quad (5.4)$$

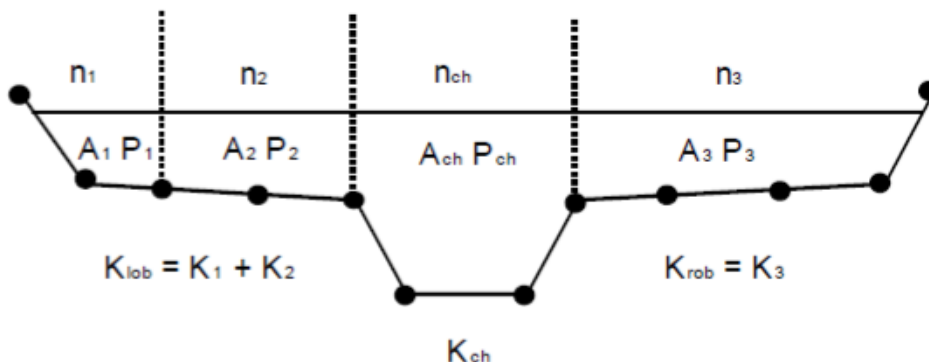
$$K = \frac{1.486}{n} AR^{2/3} \quad (5.5)$$

Donde:

- K = La función transporte, que aglomera varios términos,
 n = Coeficiente de rugosidad de Manning,
 A = Área de una unidad de la sección (principal o secundario)
 R = Radio hidráulico de la sección llena. (Área/perímetro mojado).

El programa calcula todos los incrementos de la función transporte en cada unidad de sección. La correspondiente al cauce principal se calcula normalmente como un elemento separado. Luego se suma con las otras llanuras inundables izquierda y llanura inundable derecha. (Cazcarra, 2014)

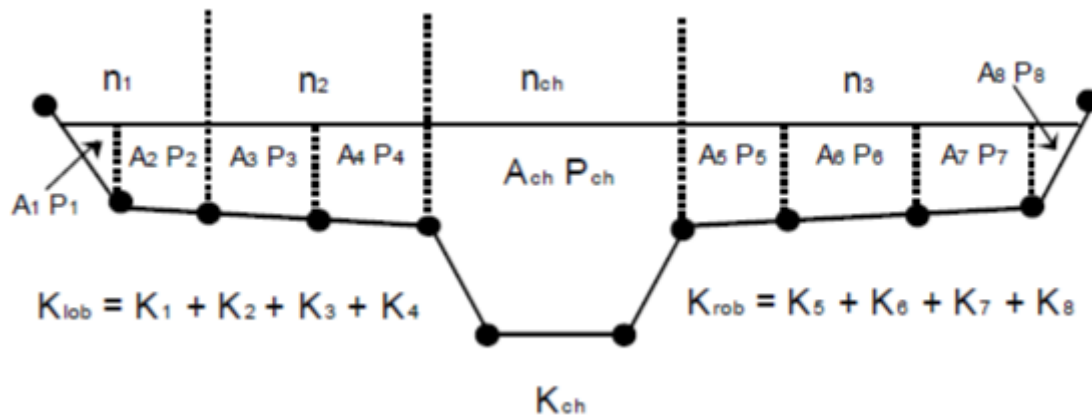
FIGURA 5.16: SUBDIVISIÓN DE LA FUNCIÓN DE TRANSPORTE K EN LAS DIFERENTES PARTES DE LA SECCIÓN.



FUENTE: Manual de referencia hidráulica, HEC-RAS versión 4.0

Una alternativa de cálculo posible en HEC-RAS es la de calcular la función de transporte entre cada coordenada de los puntos que definen una sección. Del mismo modo se suman las 'K' izquierda y derecha:

FIGURA 5.17: EJEMPLO GRÁFICO DE ÉSTA ALTERNATIVA DE CÁLCULO.



FUENTE: Manual de referencia hidráulica, HEC-RAS versión 4.0

Los dos métodos de cálculo mencionados anteriormente producen resultados diferentes. HEC-RAS opta por la opción que con un mismo valor de calado obtenido tiene un menor valor de la función transporte. Ninguno de los dos métodos es más preciso que el otro.

5.2.1.2 Composición de la 'n' de Manning en el canal principal

El flujo en el canal principal no está subdividido, excepto cuando el coeficiente de rugosidad se cambia entre el área del canal. HEC-RAS comprueba la aplicabilidad de las subdivisiones de la rugosidad entre una porción del canal principal y si no es aplicable el programa computa un solo valor de la 'n' de Manning. (Cazcarra, 2014)

HEC-RAS determina, según si la pendiente lateral del canal principal es mayor que 1:5 y el canal tiene más de una 'n' de Manning (en caso de tener llanura de inundación), entonces se computará un valor de 'n' compuesto.

La pendiente lateral se define como la distancia horizontal entre valores de 'n' adyacentes dentro del canal principal sobre la diferencia en elevación de las dos secciones transversales entre las que se encuentra el tramo.

Para la determinación de ésta 'n' compuesta HEC-RAS emplea la siguiente ecuación:

$$n_c = \left[\frac{\sum_{i=1}^N (P_i n_i^{1.5})}{P} \right]^{2/3} \quad (5.6)$$

Donde:

- n_c = Corresponden al 'n' de Manning compuesta
- P = Perímetro mojado de todo el canal principal,
- P_i = Perímetro mojado de una unidad o subdivisión de éste canal.
- n_i = Coeficiente de rugosidad para cada subdivisión.

La "n_c" compuesta debe ser comprobada de forma razonable. Éste valor aparece en la salida de datos después de computar una simulación. En las simulaciones hidráulicas que se realizarán no se diferenciarán valores diferentes de 'n' de Manning para una misma sección, por tanto este apartado es de menor importancia. (Cazcarra, 2014)

5.2.1.3 Evaluación de las pérdidas por fricción

Las pérdidas por fricción se evalúan como el producto de la variable S y la longitud L de cada tramo. Siendo Q el caudal y K un coeficiente que depende de la rugosidad.

$$S_f = \left(\frac{Q}{K} \right)^2 \quad (5.7)$$

Aunque también puede calcularse con cualquiera de estas cuatro expresiones siguientes. Pero el programa por defecto calcula con la primera de estas cuatro ecuaciones.

$$\bar{S}_f = \left(\frac{Q_1 + Q_2}{K_1 + K_1} \right)^2 \quad (5.8)$$

$$\bar{S}_f = \frac{S_{f1} + S_{f2}}{2} \quad (5.9)$$

$$\bar{S}_f = \sqrt{S_{f1} * S_{f2}} \quad (5.10)$$

$$\bar{S}_f = \frac{2(S_{f1} * S_{f2})}{S_{f1} + S_{f2}} \quad (5.11)$$

5.2.2 MODELO DE TRANSPORTE Y NUTRIENTES

El programa HEC-RAS 4.0 contiene un módulo computacional que representa el transporte de escalares, acoplado a la hidrodinámica (Baratti, Trento, & Álvarez, 2009). Su modelo matemático se basa en una ecuación unidimensional de advección-dispersión, expresada por la ecuación (5.12):

$$\frac{\partial(V\phi)}{\partial t} + \frac{\partial(Q\phi)}{\partial t} \Delta x = \frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma A \frac{\partial \phi}{\partial t} \right) \Delta x + S \quad (5.12)$$

Donde:

- ϕ = Temperatura del agua (°C) o concentración (OD, DBO, Algas, etc.)
- V = Volumen del segmento considerado (m³),
- Γ = Coeficiente de dispersión longitudinal (m² s⁻¹),
- S = Fuente o sumidero (kg s⁻¹).

HEC-RAS aproxima la ecuación (5.12) mediante el algoritmo QUICKEST (Quadratic Upstream Interpolation for Convective Kinematics with Estimated Streaming Terms) propuesto por Leonard (1979). Este algoritmo está basado en una formulación de volumen de control con valores en las celdas de las variables de pendientes escritas en términos de una interpolación cuadrática, usando los valores de los nodos adyacentes junto con el valor del próximo nodo hacia adelante.

Este esquema numérico presenta un error de truncamiento de tercer orden espacial y temporal, que atenúa las oscilaciones propias de los esquemas centrados y de la disipación numérica, característica de los esquemas regresivos, aún para condiciones altamente advectivas.

El sistema dispone también la opción del algoritmo QUICKEST-ULTIMATE (Leonard 1991), para el caso en que se presenten oscilaciones sin correspondencias físicas. El sistema HEC-RAS utiliza para el modelo de transporte células, que se establecen inicialmente entre dos secciones hidráulicas transversales. Los puntos computacionales son localizados entre secciones transversales pares. (Baratti, Trento, & Álvarez, 2009)

5.3 HERRAMIENTA DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

El modelo de calidad del agua utiliza el esquema numérico explícito QUICKEST-ULTIMATE para resolver la ecuación unidimensional de advección-dispersión. El modelo organiza los constituyentes y fuentes y sumideros en tres grupos principales:

- A.** Modelado de temperatura.- calcula las fuentes de energía, los sumideros y la temperatura del agua.
- B.** Modelado de nutrientes.-
 - Nitrógeno

- Nitrito disuelto (NO_2) (mgN / L)
 - Nitrato disuelto (NO_3) (mgN / L)
 - El nitrógeno orgánico disuelto (OrgN) (mgN / L)
 - Nitrógeno amoniacal disuelto (NH_4) (mgN / L)
- Fósforo
 - Fósforo orgánico disuelto (ORGP) (mgP / L)
 - Ortofosfato disuelto (PO_4) (mgP / L)
- Algas (A) (mgA / L)
 - Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (CBOD) (mgDBOC / L)
 - Oxígeno disuelto (mgOD / L)

Muchas de las reacciones de calidad del agua están fuertemente influenciadas por la temperatura. Las constantes de velocidad se especifican a una temperatura de referencia de 20 ° C y se corrigen a la temperatura local del agua. La relación entre la velocidad de reacción y la temperatura se modela con la ley de velocidad Arrhenius:

$$k_T = k_{20}\theta^{(T-20)} \quad (5.13)$$

Donde:

- k_T = Constante de velocidad a temperatura T
- k_{20} = Constante de velocidad a 20 °C
- Θ = Coeficiente de corrección de temperatura

El coeficiente de corrección de la temperatura para estas reacciones de calidad del agua generalmente se establece en 1,024 para las reacciones físicas y de 1,047 para las reacciones químicas con algunas excepciones.

- C. Modelado de constituyentes arbitrarios.- Son trazadores simples, configurados por el usuario, son independientes de la temperatura del agua y los nutrientes.

5.3.1 MODELACIÓN DE TEMPERATURA

"La temperatura es, un catalizador, un depresivo, un activador, un limitador, un estimulador, un controlador, un asesino, es una de las características más importantes e influyentes de la calidad del agua para la vida en el agua"

(Federal Water Pollution Control Administration, 1967) Citado en (Deas & Lowney, 2000)

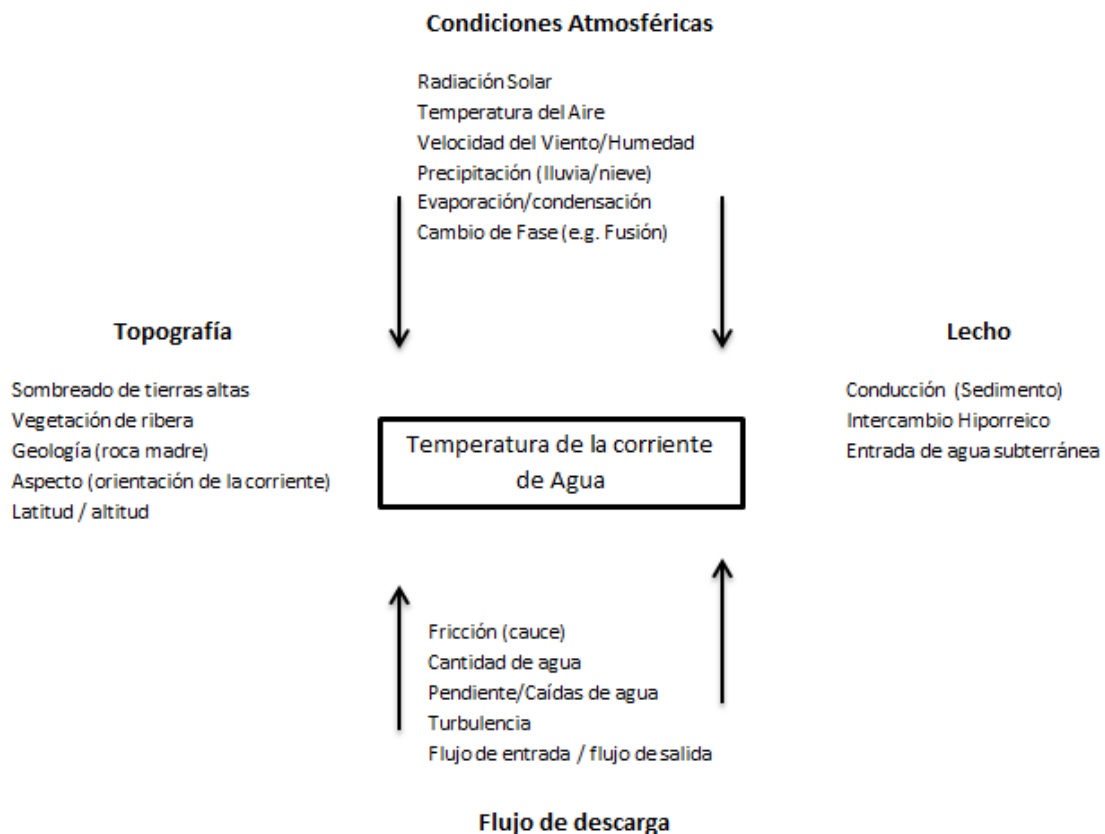
La temperatura del agua es una de las características físicas más importantes en el desarrollo de diversos fenómenos que ocurren en los sistemas acuáticos, su variación afecta a varios parámetros de calidad del agua. Las tasas de reacción química y biológica aumentan con el aumento de la temperatura del agua, las tasas de crecimiento y respiración son dependientes de la temperatura, y la mayoría de organismos tienen rangos de temperaturas diferentes dentro de las cuales se reproducen y compiten (Gutiérrez & García). La toxicidad de los contaminantes, la eficacia de los tratamientos de agua, el sabor y el olor también se ven afectados por la temperatura del agua. Además, la evolución, la distribución y la ecología de los organismos acuáticos están fundamentalmente afectados por la temperatura del agua.

Existen muchos factores que están involucrados, en la variación de la temperatura de los ríos, generalmente se pueden clasificar en cuatro grupos diferentes:

- (i) condiciones atmosféricas,
- (ii) la topografía;
- (iii) flujo de descarga
- (iv) lecho

Estos cuatro grupos se pueden evidenciar en la figura 5.18, las condiciones atmosféricas son de los factores más importantes y son los principales responsables de los procesos de intercambio de calor que se producen en la superficie del agua, incluyendo los cambios de fase. La topografía o entorno geográfico también es importante porque influye en las condiciones atmosféricas. El flujo de descarga, sobre todo en función de la hidráulica fluvial (por ejemplo, la entrada y salida), influye principalmente en la capacidad de calefacción (volumen de agua) y / o refrigeración a través de la mezcla de agua de diferentes fuentes, incluyendo intercambios térmicos de cauces. (Caissie, 2006)

FIGURA 5.18: FACTORES QUE INFLUENCIAN EL RÉGIMEN TÉRMICO DE LOS RÍOS.



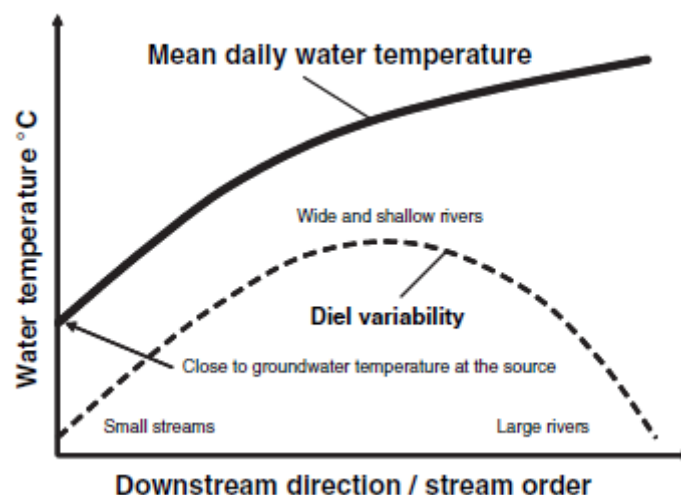
FUENTE: Caissie, 2006.

Los factores anteriormente mencionados influyen en las condiciones térmicas generales de los ríos. Por ejemplo, en general se observa que las medias diarias

de temperatura del agua aumenta en dirección aguas abajo (figura 5.19). El aumento de la temperatura del agua no es lineal y la tasa de incremento es mayor para las pequeñas corrientes que para los grandes ríos. Para riachuelos pequeños, la tasa de incremento se ha reportado en la literatura valores de $0,6 \text{ }^\circ\text{C km}^{-1}$ (Zwieniecki & Newton, 1999), mientras que los ríos más grandes presentan valores mucho más bajos de $0,09 \text{ }^\circ\text{C km}^{-1}$ (Torgersen, Faux, McIntosh, Poage, & Norton, 2001). Los ríos intermedios muestran tasas de incremento cercano a $0,2 \text{ }^\circ\text{C km}^{-1}$, como se observó en Catamarán Brook New Brunswick; citado en (Caissie, 2006). El tipo de río también puede influir en el régimen térmico. Por ejemplo, (Mosley, 1983) manifestó que los ríos trezados pueden experimentar temperaturas elevadas, debido a sus canales pequeños y poco profundos que están muy expuestos a las condiciones meteorológicas.

La variabilidad diaria frecuentemente alcanza un máximo en ríos anchos y poco profundos, mientras que las fluctuaciones diarias finalmente disminuyen de nuevo aguas abajo como la profundidad del agua.

FIGURA 5.19: LA MEDIA DIARIA Y LA VARIABILIDAD DIARIA DE LAS TEMPERATURAS DEL AGUA COMO UNA FUNCIÓN DE LA CORRIENTE DIRECCIÓN DE AGUAS ABAJO.



FUENTE: Caissie, 2006.

El intercambio de calor de la superficie de aire/agua y en la superficie de lecho/agua es donde se produce el intercambio energético, al menos en los tramos donde las entradas/salidas, tales como afluentes entrantes, efluentes térmicos y extracciones de agua, son insignificantes.

Investigaciones han demostrado que la radiación solar es el componente dominante en el flujo total de energía, seguido por la radiación neta de onda larga y el flujo de calor por evaporación (Morin & Couillard, 1990)

Estudios que han analizado los diferentes componentes de energía, pocos han comparado el intercambio de calor en la interfase aire/agua con la de la interfaz lecho/agua. Sin embargo, (Evans, McGregor, & Petts, 1998) calcularon y compararon los flujos totales de calor en ambas interfaces. Encontraron que el 82% del intercambio de energía ocurrió en la interfase aire/agua con aproximadamente 15% en la interfaz de lecho/agua y el 3% restante de la energía resulta de otros procesos. Utilizando un análisis de sensibilidad, (Sinokrot & Stefan, 1994) expusieron resultados similares. Estos pocos datos sugieren que el intercambio de calor se produce principalmente en la interfase aire/agua. No obstante, sigue habiendo mucha incertidumbre relacionada con los flujos de calor de cauces muy pequeños (arroyos < 3 m), donde el refugio y el sombreado son muy altos. Para los canales más grandes, es razonable suponer que el intercambio de calor en la superficie aire/agua interfaz domina sobre los flujos de cauces debido principalmente a la alta entrada de la radiación solar y la exposición al viento (menos sombra y refugio de vegetación de ribera).

Anteriormente, el principal interés del estudio de la temperatura se centraba en los efectos de la deforestación los vertidos hidroeléctricos e industriales sobre las aguas y la construcción. Sin embargo actualmente la predicción exacta de la temperatura del agua ha adquirido de nuevo gran interés debido a la amenaza de cambio global, y un análisis más dinámico y determinístico de la transferencia de calor en los ríos que se despegue en cierta medida del tradicional análisis de equilibrio de las fuentes de calor es necesario para poder predecir los efectos de las actividades del hombre en la cuenca de un río (Gutiérrez & García).

La mayoría de los modelos de la temperatura del agua utilizan ecuaciones de conservación de energía para calcular las temperaturas de superficie. Estas ecuaciones expresan la energía como la tasa de flujo de energía, en unidades de julios por segundo ($J s^{-1}$) o vatios (W), en la superficie del agua en un ángulo perpendicular. La energía que entra en la superficie está normalizada para el área de manera que se utilizan las unidades de densidad de energía de flujo ($W m^{-2}$), en lugar de vatios. Otras unidades de la energía incluyen Calorías (Cal) y de unidades térmicas británicas (BTU).

Debido a que la mayor parte de las constantes de velocidad en el modelo de nutrientes dependen de la temperatura, los nutrientes no pueden ser modelados a menos que también se simule la temperatura del agua, en el programa computacional HEC-RAS versión 4.0, se utiliza la siguiente ecuación para determinar el transporte de calor de fuentes y sumideros:

$$\text{Calor}_{\text{Fuente/sumidero}} = \frac{q_{\text{net}}}{\rho_w} \frac{A_s}{C_{pw} V} \quad (5.14)$$

q_{net}	=	flujo neto de calor a la interface aire-agua ($W m^{-2}$)
ρ_w	=	densidad del agua ($kg m^{-3}$)
C_{pw}	=	calor específico del agua ($J kg^{-1} ^\circ C^{-1}$)
A_s	=	área de superficie de la célula de la calidad del agua (m^2)
V	=	volumen de la célula de la calidad del agua (m^3)

5.3.1.1 Flujo neto de calor (q_{net})

Flujo de calor neto se calcula como la suma de los componentes de los balances térmicos individuales:

$$q_{\text{net}} = q_{\text{sw}} + q_{\text{atm}} - q_b + q_h - q_l \quad (5.15)$$

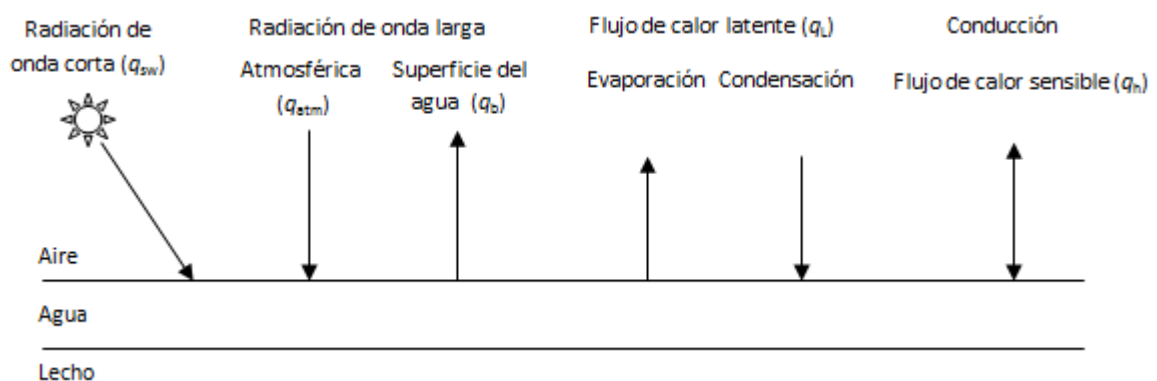
q_{sw}	=	radiación solar ($W m^{-2}$)
-----------------	---	--------------------------------

q_{atm}	=	radiación atmosférica de onda larga (downwelling) ($W m^{-2}$)
q_b	=	radiación reflejada (upwelling) de onda larga (Wm^{-2})
q_h	=	calor sensible ($W m^{-2}$)
q_l	=	calor latente ($W m^{-2}$)

Cuando la energía de entrada excede a la energía de salida, q_{net} es positiva, la energía se almacena en el volumen de agua con un aumento resultante en la temperatura. Cuando la energía de salida excede a la energía de entrada, q_{net} es negativo, y la energía se pierde desde el volumen de agua con disminución de temperatura.

Un componente importante de cualquier proyecto de modelado temperatura del agua es la recolección y organización de datos atmosféricos necesarios para estimar cada término antes mencionado. Un esquema de las fuentes y sumideros de calor que son considerados en HEC-RAS versión 4.0 se muestra en la figura 5.20.

FIGURA 5.20: FUENTES Y SUMIDEROS DE ENERGÍA TÉRMICA.



ELABORADO POR: Deas & Lowney, 2000.

5.3.1.1.1 *Radiación Solar (q_{sw})*

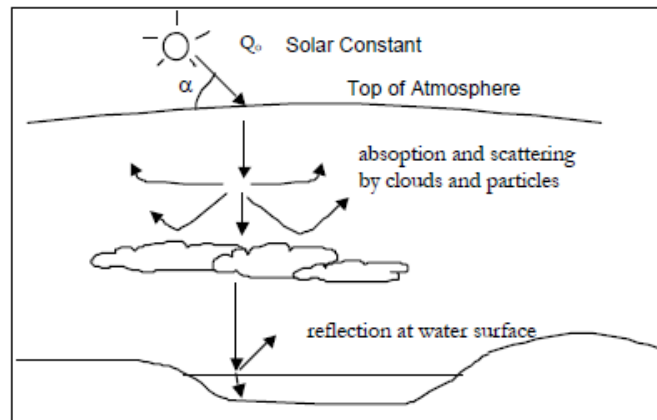
La radiación solar es la energía emitida por el Sol, que se propaga en todas las direcciones a través del espacio mediante ondas electromagnéticas. Esa energía es el motor que determina la dinámica de los procesos atmosféricos y el clima. La energía procedente del sol es radiación electromagnética proporcionada por las reacciones del hidrogeno en el núcleo del sol por fusión nuclear y emitida por la superficie solar.

La cantidad de energía emitida en la superficie del Sol se llama constante solar, y se trata de 1.373 W m^{-2} . Sin embargo, esta energía en forma de radiación de onda corta nunca llega en esta magnitud a la superficie de la tierra. Después de pasar por la atmósfera, sufre un proceso de debilitamiento por la difusión, reflexión en las nubes y de absorción por las moléculas de gases (como el ozono y el vapor de agua) y por partículas en suspensión, la radiación solar alcanza la superficie terrestre oceánica y continental que la refleja o la absorbe. La radiación máxima directa rara vez supera el 75% de la constante solar, es decir alrededor de 1000 Wm^{-2} (Monteith y Unsworth, 1990).

La magnitud de la radiación solar que llega a la superficie del agua también depende de la posición del sol en el cielo de la tierra, en función de la hora del día, día del año, y la ubicación del sitio, y la atenuación del haz de luz solar debido a las partículas atmosféricas y la nubosidad. La radiación solar es siempre positivo en la señal durante el día, cero durante horas de la noche, y por lo general varía de alrededor de 50 a 500 Wm^{-2} . (Deas & Lowney, 2000)

Una vez que la radiación solar llega a la superficie del agua, una fracción se refleja de nuevo a la atmósfera. El resto pasa a través de la superficie del agua donde se absorbe, cambia el contenido de calor de la columna de agua. El porcentaje de radiación solar reflejada desde la superficie de agua se llama reflectividad.

FIGURA 5.21: ATENUACIÓN DEL HAZ DE LUZ SOLAR POR LA ATMÓSFERA DE LA TIERRA.



FUENTE: (Deas & Lowney, 2000).

La radiación solar se calcula como:

$$q_{sw} = q_o a_t (1 - R) (1 - 0.65 C l^2) \quad (5.16)$$

$$q_o = \frac{Q_o}{r^2} (\sin \phi \sin \delta + \cos \phi \cos \delta \cos h) \quad (5.17)$$

ϕ = Latitud (rad)

Latitud es el ángulo comprendido entre un plano paralelo al ecuador y una línea que va desde el centro de la tierra hasta el lugar donde se quiere determinar la posición. Si se encuentran sobre el paralelo ecuador les corresponde una latitud de 0° y a los polos una de 90° . La latitud puede tener valores positivos, si la posición está en el hemisferio norte, o valores negativos si se encuentra en el hemisferio sur, los valores de la latitud están comprendidos entre $-90^\circ < \phi < 90^\circ$.

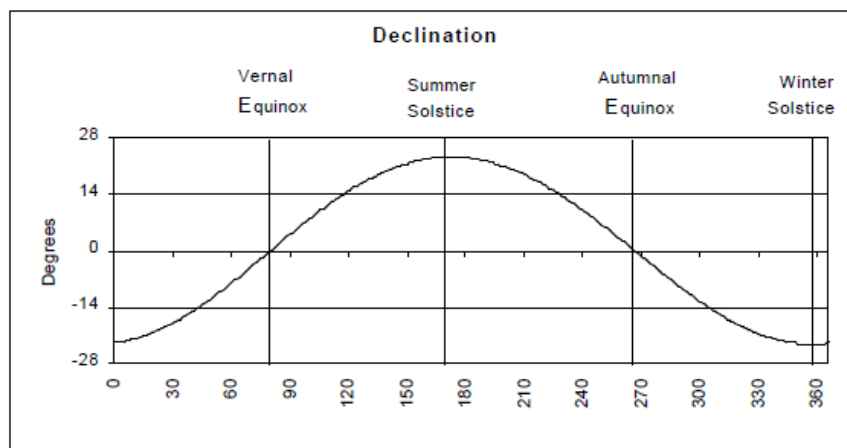
δ = Declinación (rad)

Ángulo que forma el plano del ecuador terrestre con la dirección en que se encuentra el Sol, plano de la eclíptica o línea imaginaria que representa la órbita descrita por la Tierra. El valor máximo del ángulo de declinación es de $23^{\circ} 27'$ en los solsticios y 0° en los equinoccios. Puede ser calculado con la ecuación de Cooper:

$$\delta = 23,45 \sin\left(360 * \frac{284 + N}{365}\right) \quad (5.18)$$

Donde N es el día del año (N=1 para el primer día de enero o N =365 para el 31 de diciembre). El ángulo de declinación es cero el 22 de marzo y el 23 de septiembre y alcanza el valor máximo negativo el 22 de diciembre y el valor máximo positivo el 22 de junio.

FIGURA 5.22: DECLINACIÓN SOLAR COMO FUNCIÓN DE LOS DÍAS DEL AÑO



FUENTE: (Deas & Lowney, 2000).

h = Ángulo horario local (rad)
 Ángulo comprendido entre el plano meridiano del observador y el plano meridiano que pasa por el Sol; depende de la hora del

día, es 0° al mediodía solar, negativo antes y positivo después; cada hora es igual a 15°

q_0 = Constante Solar (1.360 Wm^{-2})
 Es el flujo de energía de onda corta interceptada por una superficie normal a la dirección del sol en vatios por metro cuadrado (W/m^2), desde el tope de la atmósfera, a una distancia promedio de 150×10^6 Km del sol. Este valor da una idea de los valores que se registran en el tope de la atmósfera y de los valores que finalmente llegan a la superficie de la tierra durante el día como consecuencia de las “pérdidas” de radiación por fenómenos (procesos de atenuación) como la reflexión, refracción y difracción durante su trayectoria.
 Según el Centro de Referencia Radiométrica Mundial (World Radiometric Reference - WRR) del Centro Mundial de Radiación (World Radiation Center - WRC), la constante solar tiene un valor aproximado de:

$$\begin{aligned} q_0 &= 1,367 \text{ Wm}^{-2} \\ &= 433,3 \text{ Btu}/(\text{ft}^2 \cdot \text{h}) \\ &= 1,96 \text{ cal}/(\text{cm}^2 \cdot \text{min}) \end{aligned}$$

r = Radio vector (sin unidades)
 Es la distancia relativa de la tierra al sol.

a_t = Atenuación atmosférica
 Este valor está calculado en función de: nubosidad, la elevación del sitio, Temperatura del aire, presión de vapor, coeficiente de polvo.

R = reflectividad de la superficie del agua.
 El valor calculado es una función de: altura solar, la nubosidad.

Cl = Porcentaje de cielo cubierto de nubes
 Se ingresa como series temporales de nubosidad.

5.3.1.1.2 Radiación atmosférica de onda larga (Downwelling)

Es la radiación emitida por la atmosfera. La emisividad de una atmósfera clara puede ser mucho más baja que la emisividad asumido de objetos en la superficie de la tierra. Las nubes aumentan emisividad, como lo hacen las partículas en la atmósfera. Muchas fórmulas empíricas están disponibles para el cálculo de emisividades atmosféricas, la mayoría asume una fuerte dependencia de contenido de vapor atmosférico.

La radiación emitida por la atmósfera de la tierra hacia la superficie del agua es positiva en signo, es una fuerte función de la temperatura del aire, y por lo general varía de alrededor de 30 a 450 Wm⁻². La radiación de onda larga atmosférica de calcula como:

$$q_{\text{atm}} = \varepsilon_a \sigma T_{\text{ak}}^4 \quad (5.19)$$

ε_a = emisividad del aire (sin unidades)

σ = Stefan Boltzmann constante (W m⁻² K⁻¹)

Stefan-Boltzmann constante (5.67x10⁻⁸ W m⁻² K⁻⁴)

T_{ak} = Temperatura del aire (k)

La temperatura del aire es un valor introducido por el usuario.

5.3.1.1.3 Radiación reflejada de onda larga (upwelling)

Es la radiación emitida por la superficie del agua, para la mayoría de los objetos en la superficie de la tierra, la emisividad se supone que es alrededor de 0,97. Usando la ecuación de Stefan-Boltzmann, la radiación de onda larga emitida por la superficie del agua se puede calcular como:

$$q_b = \varepsilon_w \sigma T_{\text{wk}}^4 \quad (5.20)$$

ε_w = Emisividad del agua (sin unidades)

Constante asumida (ajustado a 0,97)

T_{wk} = Temperatura del agua (K)

Temperatura del agua es una variable de estado.

La radiación emitida por la superficie del agua es de signo negativo, es una fuerte función de la temperatura del agua, y por lo general oscila entre alrededor de 300 y 500 Wm^{-2} (Deas & Lowney, 2000).

5.3.1.2 Flujos de superficie

Los flujos superficiales (calor latente y sensible) están estrechamente relacionados en su formulación. Ambos son aproximaciones de gradiente de flujo e incluyen una función empírica del viento se puede ajustar utilizando los coeficientes 'a', 'b' y 'c'.

5.3.1.2.1 *Calor Latente*

Se define como la energía asociada con el cambio de fase, de sólido a líquido (calor de fusión) o de líquido a gaseoso (calor de vaporización).

El agua es la única sustancia que existe en las tres fases (hielo, líquido y vapor) a temperaturas y presiones que se encuentran en la superficie de la tierra.

Para la evaporación y la condensación, la cantidad de energía asociada con un cambio de fase puede ser bastante grande. La energía requerida para evaporar un kilogramo de agua es aproximadamente equivalente a la cantidad de energía necesaria para elevar la temperatura de seis kilogramos de agua de 0 ° C a 100 ° C (Oke, 1987)

La magnitud del flujo de calor latente es una función de la temperatura del agua y las condiciones atmosféricas incluyendo presión de vapor y la turbulencia atmosférica.

El calor latente de varios cambios de fase como una función de la temperatura se da en la tabla 5.2 a continuación.

TABLA 5.2: CALOR LATENTE PARA VARIOS CAMBIOS DE FASE.

Cambio de Fase	Energía Requerida Jkg-1
<u>Calor latente de fusión</u>	
Fusión (hielo a líquido)	Lf = 334000
Congelación (líquido a hielo)	
<u>Calor latente de vaporización</u>	
Evaporación (líquido a vapor)	Lv = 1000(2499-2,36T)
Condensación (vapor a líquido)	
<u>El calor latente de sublimación</u>	
Sublimación (hielo a vapor)	Ls = 1000000 (2,86-0,00029T)
T en grados Celsius	

FUENTE: (Deas & Lowney, 2000).

$$q_1 = \frac{0.622}{P} L \rho_w (e_s - e_a) f(U) \quad (5.21)$$

- P = Presión atmosférica (mb)
- L = Calor latente de vaporización (J kg⁻¹)
Calculado en función de la temperatura del agua.
- ρ_w = Densidad del agua (kg m⁻³)
Calculado en función de la temperatura del agua
- e_s = Presión de vapor saturado a la temperatura del agua (mb)
Calculado en función de la temperatura del agua
- e_a = Presión de vapor del aire suprayacente (mb)
Series de tiempo introducida por el usuario
- F (U) = La función del viento (m s⁻¹)
Se obtiene de las series de tiempo introducida por el usuario,
es ajustado con los parámetros introducidos por el usuario.

5.3.1.2.2 *Calor Sensible*

Calor sensible es la conducción de calor entre la superficie del agua y la atmósfera. La conducción de calor se produce cuando dos fluidos de diferente temperatura entran en contacto uno con el otro, en este caso, el aire y el agua. La magnitud del flujo de calor sensible es una función de la temperatura del agua y las condiciones atmosféricas tales como la temperatura del aire y de la turbulencia atmosférica.

El calor sensible es positivo cuando la temperatura del aire es mayor que la temperatura del agua y de signo negativo, cuando la temperatura del agua es mayor que la temperatura del aire. El calor sensible típicamente varía de alrededor de 100 a 600 Wm⁻², si la temperatura del agua se encuentra en o cerca del equilibrio. (Deas & Lowney, 2000)

$$q_h = \left(\frac{K_h}{K_w}\right) C_p \rho_w (T_a - T_w) f(U) \quad (5.22)$$

- C_p = calor específico del aire a presión constante (J kg⁻¹ C⁻¹)
Valor Constante
- T_a = Temperatura del aire (C)
Valor introducido como series de tiempo por el usuario.
- T_w = Temperatura de la superficie del agua (C)
La temperatura del agua es una variable permanente. Se utiliza el valor calculado a partir de paso de tiempo anterior.
- $F(U)$ = la función del viento (m s⁻¹)
Se obtiene de las series de tiempo introducida por el usuario, es ajustado con los parámetros introducidos por el usuario.
- K_h / K_w = coeficiente de difusividad (sin unidades)
La relación difusividad (K_h / K_w) es un parámetro que permite al usuario particionar el flujo entre el calor latente y sensible. En general, se establece en la unidad, pero se permite por el software para oscilar entre 0,5 y 1,5. Se recomienda un intervalo de 0,9 a 1,1.

La función del viento es:

$$f(U) = R(a + bU^c) \quad (5.23)$$

- a = coeficiente de calibración introducida por el usuario en orden de 10^{-6} .
El coeficiente "a" representa la convección vertical. Ocurre incluso cuando la velocidad del viento es cero, y es típicamente pequeña, generalmente se convierte en significativo para aguas calentadas artificialmente. (Deas & Lowney, 2000)
- b = coeficiente de calibración introducida por el usuario en orden de 10^{-6} .
En general, el coeficiente 'b' aumenta con el aumento de la turbulencia, y disminuye con un ambiente estable, y pueden variar en más de 50% (Fisher, List, Koh, Imberger, & Brooks, 1979)
- c = coeficiente de usuario introducido en el orden de uno
- R = una función del número de Richardson. Se establece por el software como uno a menos que la casilla **Use Richardson Number** (Utilizar Número Richardson) ha sido comprobado. Figura 5.23.

R es una función de la temperatura del aire, temperatura del agua, y velocidad del viento, que varía de 0,03 en condiciones muy estables a 12,3 en condiciones inestables.

El número de Richardson es una medida de la estabilidad atmosférica. Si el número de Richardson no está incluido en la función del viento, la función tiende a subestimar los procesos de mezcla en condiciones atmosféricas inestables, en la predicción de los flujos superficiales. Lo contrario también es cierto. Sin el número de Richardson, la función tiende a sobre predecir los flujos de superficie en condiciones estables.

El número de Richardson se calcula como:

$$Ri = \frac{g(\rho_{air} - \rho_{sat})z}{\rho_{air}u^2} \quad (5.24)$$

- g = gravedad (9,806 ms⁻²)
- ρ_{air} = densidad del aire húmedo (en temperatura del aire) (Kg m⁻³)
- ρ_{sat} = densidad del aire saturado (en temperatura del agua) (Kg m⁻³)
- Z = altura de la estación de registro (m)
Introducido por el usuario descripción física de conjunto de datos meteorológicos.
- U = velocidad del viento (m s⁻¹)
Introducido por el usuario en series de tiempo.

El número de Richardson es positivo para las condiciones atmosféricas estables, negativo para inestables, y cerca de cero por condiciones neutras.

El multiplicador incluido en la función de viento se establece en la unidad a menos que se compruebe el número en la casilla **Use Richardson Number**. Si la casilla está marcada, el multiplicador se calcula en función del número de Richardson.

Para un ambiente inestable ($\rho_{air} > \rho_{sat}$)

$$R = 12,3 \quad \text{para} \quad -1 \geq Ri$$

$$R = (1 - 22 Ri)^{+0,80} \quad \text{para} \quad -0,01 \geq Ri > -1$$

Para la atmósfera neutra:

$$R = 1 \quad \text{para} \quad -0,01 < Ri < -1$$

Para un ambiente estable:

$$R = (1 + 34 Ri)^{+0,80} \quad \text{para} \quad 0,01 \leq Ri < 2$$

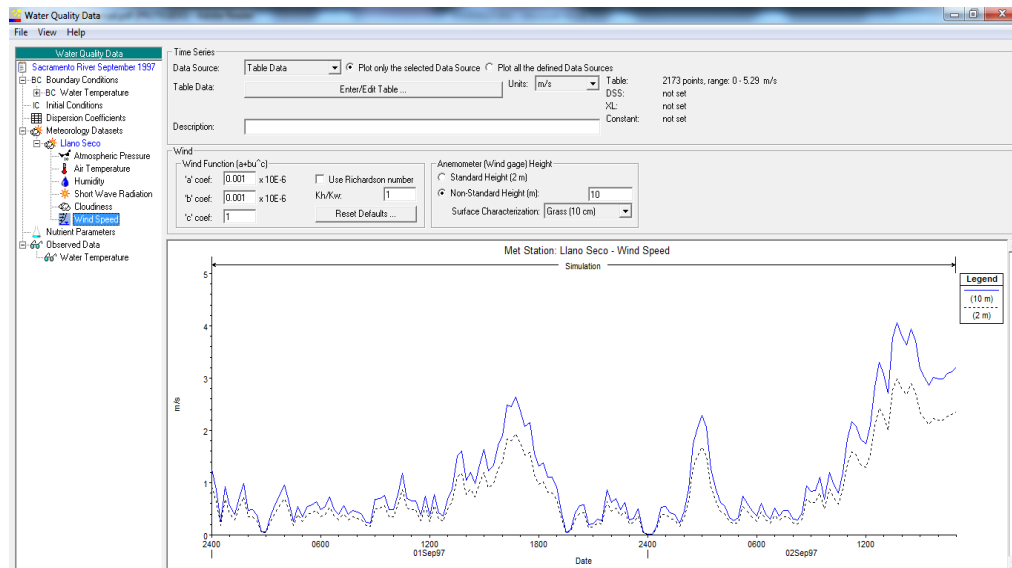
$$R = 0,03 \quad \text{para} \quad 2 \leq Ri$$

El calor latente y sensible son flujos difíciles de estimar. Los parámetros proporcionados por el programa computacional HEC-RAS versión 4.0 son apropiados para muchos casos, pero es importante tener en cuenta que algunas combinaciones pueden dar lugar a estimaciones de flujos que no son físicamente posibles.

El modelo reportará términos presupuestarios individuales de energía, tanto en formato de series temporales y espaciales. Realizar una revisión de las magnitudes de los flujos de calor sensible y latente es un paso importante en el modelado de temperatura del agua que no debe pasarse por alto.

Los coeficientes 'a', 'b' y 'c' y la relación de la difusividad se introducen en el submenú velocidad del viento en la ventana de datos de calidad del agua (figura 5.23). Al marcar la casilla número Use Richardson se incluye el número de Richardson en la función del viento. Dejar esta casilla sin marcar establece el número de Richardson a uno.

FIGURA 5.23: AJUSTE DE LA FUNCIÓN DEL VIENTO.



FUENTE: Manual del Usuario HEC-RAS versión 4.0

5.3.1.3 Limitación

El módulo de la calidad del agua de HEC-RAS versión 4.0 no simula la formación de hielo y la decadencia de hielo, y la energía asociada con estos procesos físicos no está incluido en este balance térmico. Una vez que la pérdida de calor ha progresado hasta que el agua llega a la temperatura de punto de congelación, se tomara una temperatura de 0 ° C. Cuando aumenta el calentamiento de la superficie, no se pierde energía por la descomposición de hielo.

El modelo no toma en cuenta la conducción de calor que se produce entre la interfase agua/lecho, y es una función de la temperatura del agua, temperatura del lecho, la capacidad de almacenamiento de calor del material del lecho, y la difusividad térmica del material del lecho. Conducción de calor de tierra es positivo en señal cuando la temperatura del lecho es mayor que la temperatura del agua y de signo negativo, cuando la temperatura del agua es mayor que la temperatura del lecho.

5.3.2 MODELACIÓN DE NUTRIENTES

5.3.2.1 Nitrógeno

El nitrógeno es uno de los constituyentes de la materia orgánica que forma parte de las proteínas de las células y es indispensable en el crecimiento de los organismos fotosintéticos, es un parámetro modelado en HEC-RAS versión 4.0.

Las especies de nitrógeno que se encuentran comúnmente en el agua del río son nitrógeno orgánico disuelto (OrgN); nitrógeno de amonio disuelto (NH_4); nitrito disuelto (NO_2); nitrato disuelto (NO_3) y nitrógeno orgánico particulado. Estas son indispensables para el desarrollo de la vida animal y vegetal en el agua. Las primeras cuatro formas (disueltos) son variables permanentes en HEC-RAS.

Dentro de las aguas aeróbicas naturales hay una transformación constante de nitrógeno orgánico (OrgN) a amonio (NH_4), a nitrito (NO_2), y finalmente a nitrato (NO_3).

El amonio disuelto se asume que es la forma NH_4 . Aunque el amoniaco (NH_3) y amonio (NH_4) pueden estar presentes en el agua superficial, el pH al que la transformación de amoniaco a ion amonio en un medio completo es 9,24 por encima del pH de la mayoría de los ríos. El amoniaco, junto con los nitritos y nitratos, es un típico indicador de contaminación del agua, concentraciones elevadas son motivo de preocupación para la salud humana y del ganado. La presencia de amoniaco indica una degradación incompleta de la materia orgánica.

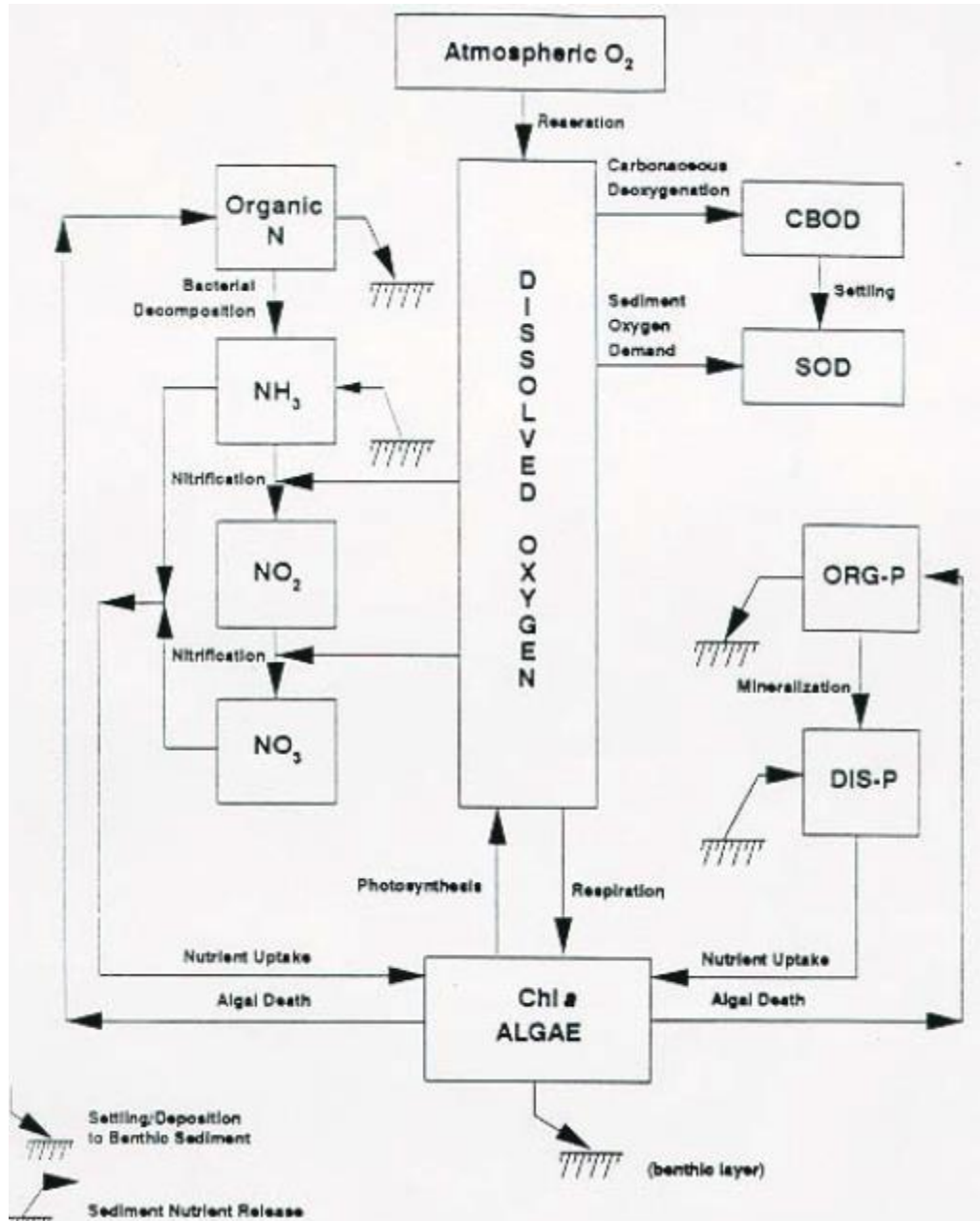
Las concentraciones elevadas de Amonio son más comúnmente asociados con los residuos urbanos, las concentraciones elevadas de nitratos (NO_3) son más comúnmente asociados con la escorrentía agrícola.

Debido a que el nitrógeno orgánico (OrgN) y nitrito (NO_2) son generalmente inestables en agua aireada, las concentraciones elevadas de nitrógeno orgánico y el nitrito son indicadores de una descarga potencial de residuos en las inmediaciones. Nitrato (NO_3) y amonio (NH_4) también son indicadores de la descarga de desechos.

En las aguas naturales, hay una transformación gradual de nitrógeno orgánico (ORGN) al amoniaco, nitrito, y nitrato, produciendo nutrientes para el crecimiento del fitoplancton como se muestra en la figura FIGURA 5.24. La cinética de las transformaciones es dependiente de la temperatura.

Durante la respiración de algas y la muerte, el nitrógeno celular se restablece al almacenamiento de nitrógeno orgánico. El nitrógeno orgánico se somete a una descomposición bacteriana cuyo producto final es el amoniaco. El amoniaco, en presencia de bacterias nitrificantes y de oxígeno, se oxida a nitrito (NO_2) y a nitrato (NO_3) (nitrificación). Tanto el amoniaco y nitrato están disponibles para la absorción y uso en el crecimiento de algas. Finalmente el lecho actúa como fuente y sumidero de nitrógeno potencial.

FIGURA 5.24: INTERRELACIÓN DE LOS PRINCIPALES PROCESOS DE CINÉTICA BOD, DO Y ANÁLISIS DE NUTRIENTES COMO REPRESENTADO POR MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA.



FUENTE: (EPA, 1995)

Algunos modelos a menudo representan el ciclo del nitrógeno mediante una sola ecuación de nitrificación o combinan el nitrógeno y DBO carbonosa en un único constituyente que representa la DBO total.

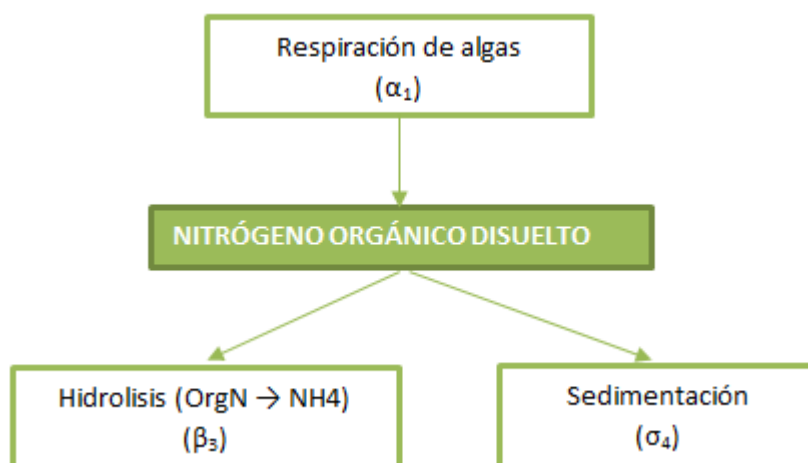
Muchos modelos no incluyen nitrógeno orgánico como un componente separado, este es importante en muchas situaciones para distinguir entre las concentraciones de nitrógeno y amoníaco orgánicos. Si las dos especies de nitrógeno se combinan en el esfuerzo de calibración y validación, la tasa de nitrificación aparente (K_N) será menor que la tasa real de nitrificación de amoníaco.

Los parámetros ajustables por el usuario para el ciclo del nitrógeno, los valores predeterminados y los rangos sugeridos se resumen en la tabla 5.3, al final de esta sección.

5.3.2.1.1 Nitrógeno Orgánico Disuelto (OrgN)

En el modelo la única fuente interna de nitrógeno orgánico es la respiración de algas, y disminuye por la hidrólisis para formar el amonio y por la sedimentación del nitrógeno orgánico particulado.

FIGURA 5.25: FUENTES Y SUMIDEROS DE NITRÓGENO ORGÁNICO DISUELTO



ELABORACIÓN: Marco Guano y Viviana Velasteguí.

$$\frac{d\text{OrgN}}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 \text{OrgN} - \sigma_4 \text{OrgN} \quad (5.25)$$

OrgN Fuente/sumidero	=	+ $\alpha_1 \rho A$	Respiración de Algas.
		- $\beta_3 \text{OrgN}$	Hidrolisis (OrgN \rightarrow NH ₄)
		- $\sigma_4 \text{OrgN}$	Sedimentación

Donde:

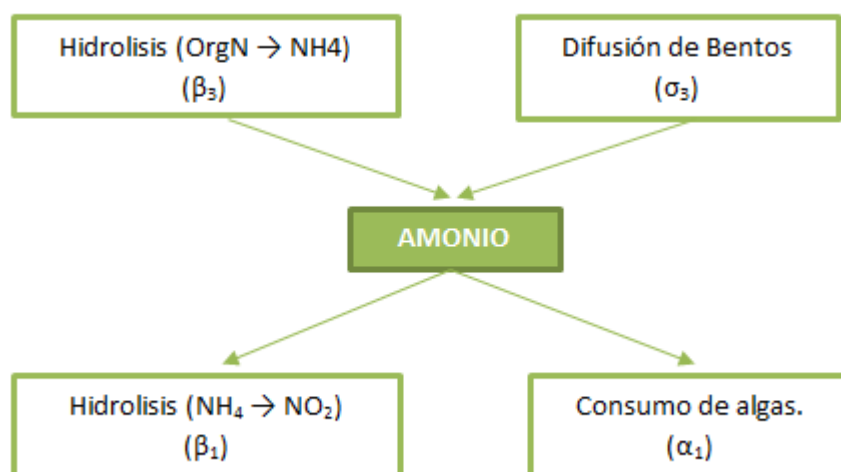
- α_1 = fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno. (mgN mgA⁻¹)
Este es un parámetro establecido por el usuario, describe la fracción de algas que contribuyó al almacenamiento de nitrógeno. Ver tabla 5.3.
- ρ^* = La tasa de respiración de algas locales (dia⁻¹)
Este valor puede observarse en la tabla 5.6 de la sección las algas.
- β_3 = constante de velocidad: hidrólisis de OrgN a amonio (dia⁻¹)
El nitrógeno orgánico por hidrólisis se convierte en amonio, la velocidad de hidrólisis es menor en ambientes anóxicos en comparación que en aerobios. La velocidad de reacción es de primer orden con respecto a la biomasa heterotrófica presente. (Rivera, 2011) en su estudio utiliza una constante hidrólisis de N orgánico de a amonio de 0.4 dia⁻¹, en ríos de montaña de alta rugosidad y baja profundidad.
Es un parámetro establecido por el usuario y depende de la temperatura. Ver tabla 5.3.
- σ_4 = constante de velocidad: velocidad de sedimentación de N orgánico.
Es un parámetro establecido por el usuario, dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.3.

5.3.2.1.2 Amonio

Las fuentes internas de amonio (NH_4) que se considera en el modelo incluyen hidrólisis de nitrógeno orgánico (OrgN), y la absorción (difusión) de los bentos. Sumideros internos incluyen la oxidación de amonio para formar nitrito (NO_2) y consumo por las algas.

Fuentes y sumideros para el nitrógeno de amonio (NH_4) almacenado son:

FIGURA 5.26: FUENTES Y SUMIDEROS DE AMONIO.



ELABORACIÓN: Marco Guano y Viviana Velasteguí.

$$\frac{d\text{NH}_4}{dt} = \beta_3 \text{OrgN} + \frac{\sigma_3}{d} - \beta_1 (1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{OD}}) \text{NH}_4 - F_1 \alpha_1 \mu A \quad (5.26)$$

NH_4 Fuente/sumidero	=	$\beta_3 \text{OrgN}$	Hidrolisis ($\text{OrgN} \rightarrow \text{NH}_4$)
		$+\frac{\sigma_3}{d}$	Difusión de Bentos
		$-\beta_1 (1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{DOX}}) \text{NH}_4$	Oxidación ($\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2$)
		$-F_1 \alpha_1 \mu A$	Consumo de algas.

Donde:

- β_3 = Constante de velocidad: hidrólisis de OrgN a amonio (dia^{-1})
Parámetro considerado en la sección de nitrógeno orgánico.
Ver tabla 5.3.
- β_1 = Constante de velocidad: Oxidación de amonio a nitrito (dia^{-1}).
La velocidad oxidación de NH_4 es fijado por el usuario.
Tabla 5.3.
- σ_3 = Tasa fuente de bentos: amonio ($\text{mgN m}^{-2} \text{dia}^{-1}$)
La tasa de fuente de bentos NH_4 es establecida por el usuario.
Ver tabla 5.3.
- d = profundidad del canal promedio (m)
La profundidad de la columna de agua es pasada al modelo de calidad del agua desde el modelo hidráulico.
- μ = Tasa de crecimiento local de algas (dia^{-1})
Ver sección algas.
- α_1 = fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno.
(mgNmgA^{-1}) Ver sección de nitrógeno orgánico y tabla 5.3.
- KNR = Coeficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación
(mgO^{-1}L)
Parámetro establecido por el usuario, generalmente ajustado a 0,6. Ver tabla 5.3.
- GL = limitación de crecimiento de algas (sin unidades)
Valor calculado. Mirar sección algas.
- F_1 = fracción captada por las algas del almacenamiento de amonio
(sin unidades).

La fracción captada por las algas del almacenamiento de amoniaco es un valor calculado. Es una función del factor de preferencia de nitrógeno (P_N) introducido por el usuario y de las variables de estado amonio (NH_4) y nitrato (NO_3):

$$F_1 = \frac{P_{\text{N}}\text{NH}_4}{P_{\text{N}}\text{NH}_4 + (1 - P_{\text{N}})\text{NO}_3} \quad (5.27)$$

El factor de preferencia para el amoníaco (PN) varía entre cero y uno.

Al establecer el valor 1 se indica que la preferencia de las algas es por el amonio (NH_4).

Al establecer el valor 0 se indica la preferencia de algas por el nitrato (NO_3).

5.3.2.1.3 Nitritos (NO_2)

La fuente interna de nitrito es la oxidación de amonio (NH_4) a nitrito modelada es la oxidación de nitrito (NO_2) a nitrato (NO_3). El único sumidero modelado es la oxidación de nitrito (NO_2) a nitrato (NO_3). Fuentes y sumideros para el almacenamiento de nitrito son:

FIGURA 5.27: FUENTES Y SUMIDEROS DE NITRITO.



ELABORACIÓN: Marco Guano y Viviana Velasteguí.

$$\frac{d\text{NO}_2}{dt} = \beta_1(1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{OD}})\text{NH}_4 - \beta_2(1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{OD}})\text{NO}_2 \quad (5.28)$$

$$\text{NO}_2 \text{ Fuente/sumidero} = \beta_1(1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{DOX}}) \text{NH}_4 - \beta_2(1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{DOX}}) \text{NO}_2$$

Oxidación ($\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2$)

$$- \beta_2(1 - \exp^{-KNR \cdot DOX}) \text{ NO}_2$$

Oxidación ($\text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$)

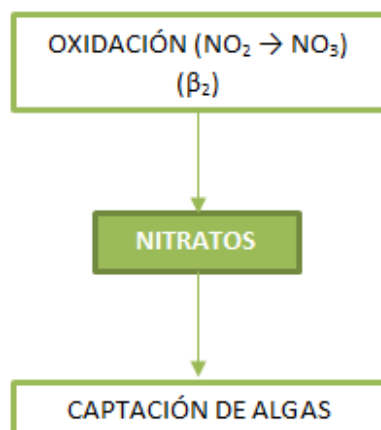
Donde:

- β_1 = constante de velocidad: Oxidación de amonio a nitrito (dia^{-1}).
Ver sección de amonio y tabla 5.3.
- β_2 = constante de velocidad: Oxidación de nitrito a nitrato (dia^{-1}).
Avanza rápidamente. Dependiente de la temperatura. Ver
tabla 5.3.
- KNR = coeficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación
(mgO^{-1}L)

5.3.2.1.4 Nitratos (NO_3)

La única fuente de nitrato en la oxidación de nitrito (NO_2) a nitrato (NO_3). El único sumidero modelado es la captación de algas. Fuentes y sumideros para el almacenamiento de nitrato son:

FIGURA 5.28: FUENTES Y SUMIDEROS DE NITRATO.



ELABORACIÓN: Marco Guano y Viviana Velasteguí.

$$\frac{dNO_3}{dt} = \beta_2(1 - \exp^{-KNR \cdot OD})NO_2 - (1 - F_1)\alpha_1\mu A \quad (5.29)$$

$$\begin{aligned} \text{NO}_3 \text{ Fuente/sumidero} &= \beta_2^*(1 - \exp^{-KNR \cdot DOX}) \text{NO}_2 \\ &\quad \text{Oxidación (NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3) \\ &\quad - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A \quad \text{Captación algas} \end{aligned}$$

Donde:

- β_2 = constante de velocidad: Oxidación de nitrito a nitrato (dia^{-1}).
Ver sección de nitrito y tabla 5.3.
- KNR = coeficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación
(mgO^{-1}L)
- α_1 = fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno.
(mgN mgA^{-1}) Ver sección de nitrógeno orgánico y tabla 5.3.
- μ = Tasa de crecimiento local de algas (dia^{-1}). Ver sección algas.
- F_1 = fracción captada por las algas del almacenamiento de amonio
(Sin unidades). Tabla 5.3

5.3.2.1.5 Limitación

La principal limitación que presenta el software HEC-RAS versión 4.0 en el modelado de nitrógeno, es que las partículas de nitrógeno orgánico no están incluidas en esta versión del modelo de calidad de agua.

5.3.2.1.6 Tablas constantes de velocidad y parámetros de nitrógeno.

Los Valores y rangos sugeridos para los parámetros de nitrógeno se proporcionan en la tabla 5.3. Predeterminados se muestran en la tabla coinciden con los especificados en el código modelo. Para la mayoría de los coeficientes, por defecto se establecen en el valor más bajo del rango.

TABLA 5.3: PARÁMETROS PARA FUENTES DE NITRÓGENO Y SUMIDEROS

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Rango Sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (θ)
β_3	Constante de velocidad: hidrólisis de OrgN \rightarrow NH ₄	dia ⁻¹	0.02 - 0.4	0.02	1.047
β_1	Constante de velocidad: NH ₄ \rightarrow NO ₂	dia ⁻¹	0.10 - 1.0	0.1	1.083
β_2	Constante de velocidad: NO ₂ \rightarrow NO ₃	dia ⁻¹	0.20 - 2.0	0.2	1.047
σ_4	velocidad de sedimentación de N orgánico	dia ⁻¹	0.001 - 0.1	0.001	1.024
σ_3	Tasa fuente de bentos: amonio	mgN m ⁻² dia ⁻¹	Variable	0	1.074
KNR	Coefficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación	Sin unidades	0.6 - 0.7	0.6	No corrección
PN	Factor de preferencia de nitrógeno	Sin unidades	1 = NH ₄ 0 = NO ₃	1	No corrección
α_1	Fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno	mgN mgA ⁻¹	0.07 - 0.09	0.07	No corrección

FUENTE: Manual de Usuario HEC-RAS versión 4.0

TABLA 5.4: PARÁMETROS PARA FUENTES DE NITRÓGENO Y SUMIDEROS

Descripción	Unidad	Rango o Valor	Localización del estudio	Referencia
Constante de velocidad: hidrólisis de OrgN \rightarrow NH ₃	dia ⁻¹	0.02 - 0.4		Baca y Arnett (1976)
		0.001 - 0.02		U.S Army Corps of Engineers (1974)
		0.1 - 0.4	Gray's Harbor/ Chehalis River, Washington	Battelle (1974)
		0.35		Thomann et al (1979)

TABLA 5.4: CONTINUACIÓN

Constante de velocidad: NH ₃ → NO ₂	dia ⁻¹	0.1	N. Fork King River California	Tetra Tech (1976)
		0.1 - 0.5	Gray's Harbor/ Chehalis River, Washington	Battelle (1974)
		0.1	Boise River, Idaho	Chen y Wells (1975)
Constante de velocidad: NO ₂ → NO ₃	dia ⁻¹	0.5	N. Fork King River California	Tetra Tech (1976)
		0.3	Boise River, Idaho	Chen y Wells (1975)
		0.5-10	Gray's Harbor/ Chehalis River, Washington	Battelle (1974)

5.3.2.2 Fósforo

El fósforo es esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. El ciclo del fósforo funciona como el ciclo de nitrógeno en muchos aspectos. La forma orgánica del fósforo es procedente por la muerte de las algas, que luego se convertirá a la forma inorgánica, disponible para las algas para la producción primaria.

La aportación de fósforo por actividades antrópicas puede ser mayor que la de fuentes naturales en un cuerpo de agua. Las aguas negras domésticas contienen fósforo de las heces y de los detergentes comerciales, en los cuales se utiliza fosfatos como agentes humectantes. También el desagüe de las aguas provenientes de las tierras agrícolas, donde se emplean fertilizantes que contienen fósforo, puede ser otra fuente importante. Este fósforo que se encuentra disponible fácilmente puede dar origen al crecimiento de organismos perjudiciales, por ejemplo la eutrofización de lagos. (Henry & Heinke, 1999)

Para la nutrición de plantas y bacterias es necesario el fósforo en forma de fosfato, es decir disuelto, generalmente como ortofosfato (PO₄). Estos organismos lo

asimilan de manera directa y convierten en su protoplasma el PO_4 en la forma orgánica, insoluble.

El fósforo en condiciones oxidantes queda ligado a los sedimentos y se libera en la columna de agua de nuevo en condiciones anóxicas, de poco oxígeno.

En aguas superficiales la concentración de fósforo fluctúa normalmente entre 0,005 y 0,020 mg $\text{PO}_4\text{-P/ L}$ (Sierra Ramírez, 2011) y se puede encontrar en concentraciones mucho más altas en ambientes marinos. En el agua subterránea, los niveles son cerca de 0,020 mg $\text{PO}_4\text{-P/ L}$ (Sierra Ramírez, 2011)

5.3.2.2.1 *Modelación de la Fósforo en HEC-RAS*

Dos especies de fósforo se modelan en el programa HEC-RAS: fósforo orgánico disuelto (OrgP), y Ortofosfato inorgánico disuelto (PO_4).

Fuentes y sumideros, así como los parámetros que controlan sus tasas se describen en detalle a continuación.

5.3.2.2.1.1 Fósforo Orgánico

La única fuente de fósforo orgánico (OrgP) en un cuerpo de agua, es la respiración de algas. Los sumideros internos para fósforo orgánico son el decaimiento del fósforo orgánico para formar ortofosfato (PO_4), y la sedimentación. A continuación se presenta la ecuación diferencial que representa la transformación de fósforo de una forma a otra:

$$\frac{d\text{OrgP}}{dt} = \alpha_2\rho A - \beta_4\text{OrgP} - \sigma_5\text{OrgP} \quad (5.30)$$

OrgP Fuente/sumidero	=	+ $\alpha_2\rho A$	Respiración de Algas.
		- $\beta_4\text{OrgP}$	Decaimiento (OrgP \rightarrow PO_4)

- σ_5 OrgP Sedimentación

Donde:

- OrgP = Concentración de fósforo orgánico. (mgP/L)
- β_4 = Tasa de solubilidad de fósforo orgánico: oxidación de OrgP a PO_4 (dia^{-1})
Parámetro establecido por el usuario y dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.5.
- σ_5 = Tasa de sedimentación de fósforo orgánico (dia^{-1})
Parámetro establecido por el usuario. Dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.3.
- ρ = Tasa de respiración de algas locales (dia^{-1})
Ver sección algas, y tabla 5.6.
- α_2 = Contenido específico de fósforo en la biomasa de las algas. (mgP mgA^{-1}). Parámetro establecido por el usuario. Ver tabla 5.5.

5.3.2.2.1.2 Ortofosfato (PO_4)

Hay dos fuentes internas de fosfato disuelto (PO_4): decaimiento de fósforo orgánico (OrgP); y difusión de los bentos. El único sumidero interno de fosfato (PO_4) es la captación por las algas. La ecuación diferencial que gobierna la fuente ortofosfato es:

$$\frac{dPO_4}{dt} = \beta_4 \text{OrgP} + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A \quad (5.31)$$

PO_4 Fuente/sumidero	=	$\beta_4 \text{OrgP}$ $+ \frac{\sigma_2}{d}$ $-\alpha_2 \mu A$	Decaimiento (OrgP \rightarrow PO_4) Difusión de Bentos. Captación por algas.
------------------------	---	--	---

Donde:

- PO_4 = Concentración de ortofosfato (mgP/L)
 σ_2 = Tasa de producción béntica de fósforo disuelto:
 Ortofosfato (PO_4) ($mgP\ m^{-2}\ dia^{-1}$)
 Establecido por el usuario. Qual2e no proporciona un rango sugerido. Depende de la temperatura. Ver tabla 5.5.
 α_2 = fracción de la biomasa de algas que es fósforo. ($mgP\ mgA^{-1}$)
 Ver tabla 5.5.
 μ = Tasa de crecimiento local de algas (dia^{-1})
 Ver sección algas.
 d = Profundidad media del canal (m)

5.3.2.2.2 Tabla de constantes de velocidad y parámetros de Fósforo.

Valores y rangos sugeridos en el programa HEC-RAS, para los parámetros de fósforo, se proporciona en la tabla 5.5.

TABLA 5.5: PARÁMETROS PARA FUENTES Y SUMIDEROS DE FOSFORO

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Rango Sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (θ)
β_4	Tasa de solubilidad del fósforo orgánico $OrgP \rightarrow PO_4$	dia^{-1}	0.01 – 0.7	0.01	1.047
σ_5	Tasa de sedimentación de fósforo orgánico	dia^{-1}	0.001 - 0.1	0.001	1.024
σ_2	Tasa de producción de béntica de fósforo disuelto	$mgP\ m^{-2}\ dia^{-1}$	variable	0.0	1.074
α_2	Contenido específico de fósforo en la biomasa de las algas.	$mgP\ mgA^{-1}$	0.01 – 0.02	0.01	No corrección

FUENTE: Manual de Usuario HEC-RAS versión 4.0

5.3.2.2.3 *Limitación*

En el medio natural, el fósforo se obtiene a partir de la disolución de las rocas y minerales de baja solubilidad. La erosión del suelo en las zonas agrícolas es una fuente significativa de fósforo. Aunque el fósforo entra en los ríos principalmente como partículas, partículas de fósforo orgánico no está incluido en esta versión del modelo de calidad de agua.

5.3.2.3 *Algas*

La población de las algas en la columna de agua, ha sido históricamente, el parámetro de calidad de agua simulado más comúnmente. De acuerdo a la EPA 1987, las razones son:

- El metabolismo de las Algas puede afectar fuertemente a otros parámetros de calidad de agua como:
 - Oxígeno Disuelto.
 - DBO
 - Niveles de nutrientes
 - pH
 - Turbidez

En algunos casos particularmente con respecto al OD, fitoplancton puede causar una gran variación en el día.

- Las algas son un componente importante de los productores primarios, principalmente en lagos. Son un factor importante en comprender el proceso de eutrofización.
- Las Algas afectan al sabor y olor en el agua potable. Bajo algunas condiciones, pueden causar problemas en el agua para industria.
- La presencia significativa de floración de algas pueden afectar el uso de agua para la recreación.

El fitoplancton está formado por algas, las que, a su vez, están constituidas por una serie de pigmentos. Entre los pigmentos más representativos están: clorofilas, carotenoideos y biliproteínas.

Mediante la cuantificación de la clorofila puede hacerse un estimativo del fitoplancton que existe en un área determinada, por lo cual se han estudiado las clorofilas el reconocimiento y extracción del fitoplancton.

La clorofila *a* se encuentra en todas las algas y presenta dos bandas de absorción, una en la zona roja del espectro visible con una longitud de onda entre 660 y 665 nm, y la otra con una longitud de onda menor de 430 nm en la zona violeta.

La clorofila β solo está presente en algas verdes y en euglenofitas. Su función es la acumulación de la luz que pasa a la clorofila *a* como energía lumínica.

Existe otro tipo de clorofilas de menor importancia que tienen poco significado en los estudios de calidad del agua. (Sierra Ramírez, 2011)

En los estudios de calidad del agua se utiliza solamente la clorofila *a*, ya que es la que se encuentra en todas las algas. La clorofila *a* se utiliza como una medida de la cantidad de materia vegetal o biomasa que existe en el agua. Con base en este parámetro también se puede determinar el estado trófico del agua.

5.3.2.3.1 Modelación de Algas en HEC-RAS

El modelo de calidad de agua soporta sólo algas del fitoplancton flotando libremente y consumen los nutrientes de la columna de agua.

Respiración y crecimiento de las algas afecta la concentración de algas (*A*), las concentraciones de nutrientes (NH_4 , NO_3 , PO_4 , *OrgN* and *OrgP*), y oxígeno disuelto (*OD*). Durante el día, la fotosíntesis de algas produce oxígeno disuelto y durante la noche, en la respiración, utilizan oxígeno. Las algas utilizan fósforo y nitrógeno en sus formas inorgánicas disueltas (NH_4 , NO_3 , PO_4). Las algas son una fuente de las formas orgánicas de nitrógeno (*OrgN*) y fósforo (*OrgP*).

Fuentes y sumideros, así como los parámetros que controlan sus tasas, se describen en detalle en esta sección.

Los parámetros establecidos del usuario para las algas, los valores predeterminados y rangos sugeridos se resumen en la tabla 5.6, al final de esta sección.

5.3.2.3.1.1 La clorofila-a (CHL)

La clorofila-a es un parámetro comúnmente monitoreado de calidad del agua; sin embargo, no es una variable permanente modelada. Concentraciones de clorofila-a ($\mu\text{g} / \text{L}$) son medidas del nivel bruto de fitoplancton. La clorofila-a no proporciona información sobre los niveles de especies.

La clorofila-a se considera directamente proporcional a la concentración de biomasa de las algas. La relación lineal entre la clorofila-a y la biomasa de las algas se presenta en la ecuación (5.32):

$$\text{CHL} = \alpha_0 A \quad (5.32)$$

Donde:

- CHL = concentración de clorofila (mg Cl-a L^{-1}).
- α_0 = Contenido de clorofila-a en la biomasa de las algas.
($\mu\text{gChl-a/mgA}$)
- A = Concentración de biomasa de algas (mgA/L)

El contenido de clorofila-a en la biomasa de algas, es un valor establecido por el usuario y no depende de la temperatura. Ver tabla 5.6.

5.3.2.3.1.2 Concentración de biomasa de algas (A)

La única fuente interna de la biomasa de algas (A) es el crecimiento de las mismas en el cuerpo de agua. Dos sumideros simulados son la respiración y sedimentación de algas. La ecuación diferencial que representa el crecimiento y producción de las algas es:

$$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d} A \quad (5.33)$$

A fuente/sumidero	=	$A\mu$	Crecimiento de algas
		$- A\rho$	Respiración de algas
		$-\frac{\sigma_1}{d} A$	Sedimentación de algas

Donde:

A = Concentración de biomasa de algas (mgA/L)

ρ = Tasa de respiración de algas locales (dia⁻¹)

La tasa de respiración de algas combina el proceso de respiración endógena de las algas, la conversión de fósforo de algas a fósforo orgánico y la conversión del nitrógeno de algas a nitrógeno orgánico. Los tres procesos se agrupan. El valor es establecido por el usuario y es una variable dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.6.

σ_1 = Tasa de sedimentación de algas (mdia⁻¹)

La tasa de sedimentación de algas es establecida por el usuario y es dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.6.

d = Profundidad promedio del canal (m)

μ = Tasa de crecimiento local de algas (dia⁻¹)

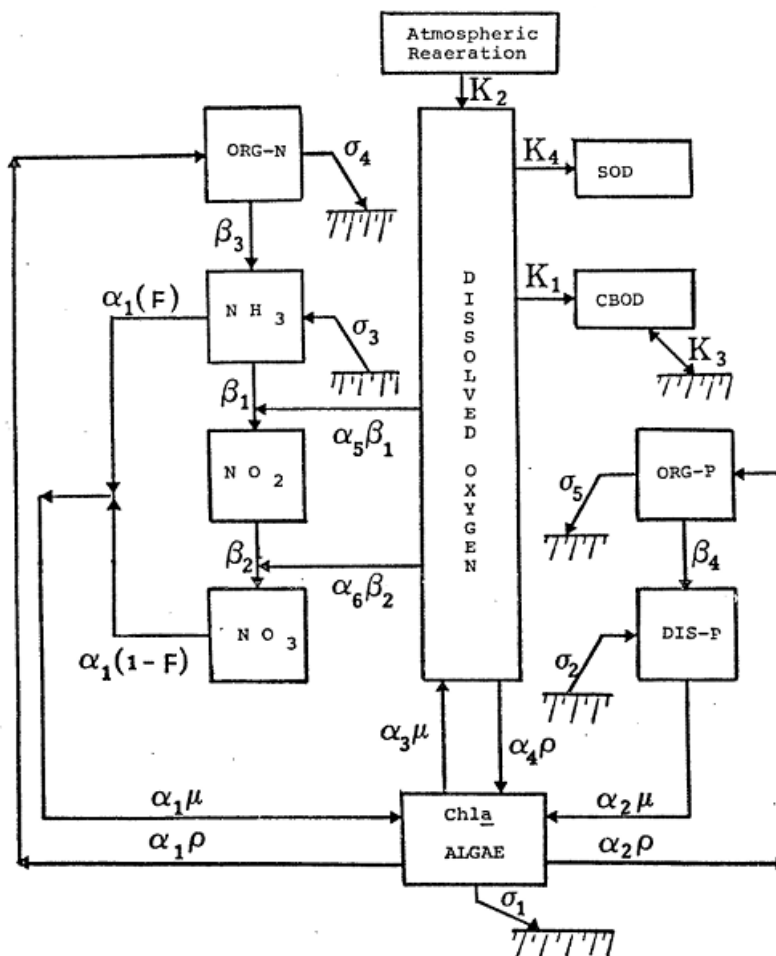
La tasa de crecimiento local de algas está en función de la tasa máxima de crecimiento de algas y la tasa límite específica del crecimiento de las algas, ecuación (5.34). Variables establecidas por el usuario.

$$\mu = \mu_{\max}GL \quad (5.34)$$

- μ_{\max} = Tasa máxima de crecimiento de algas
Máxima tasa de crecimiento local es un parámetro definido por el usuario creado en la tabla de parámetros de nutrientes. Es dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.6.
- GL = Tasa límite específica del crecimiento de las algas
Limitación de crecimiento de las algas es una función de la disponibilidad de nitrógeno, fósforo, y la luz.

La ecuación (5.33), es formulada a partir de la relación presentada en la siguiente figura:

FIGURA 5.29: PRINCIPALES INTERACCIONES.



FUENTE: EPA 1987

Formulación de la Tasa límite específica del crecimiento de algas (GL)

La tasa máxima de crecimiento de las algas se calcula como una función de uno de los dos tipos de funciones de limitación de crecimiento: 1) Ley del mínimo de Leibig o 2) Formulación multiplicativa. La función de limitación está seleccionada en la ventana de parámetros de nutrientes desde el menú desplegable de la parte superior de la tabla de parámetros como se muestra en la figura 5.30.

FIGURA 5.30: MENÚ DESPLEGABLE PARA LA ELECCIÓN DE LAS FUNCIONES DE LIMITACIÓN.

Variable	Value	θ
Algae		
α_0 Biomass (Chl-a ratio)	ugCha/mgA	10
α_1 Biomass (Nitrogen Fraction)	mgN/mgA	0.07
α_2 Biomass (Phosphorus Fraction)	mgP/mgA	0.01
μ_{max} Maximum Growth Rate	day ⁻¹	1 1.047
ρ Respiration Rate	day ⁻¹	0.05 1.047
P_N Nitrogen Preference		1
K_L Growth Limitation (light)	W m ⁻²	4
K_N Growth Limitation (N)	mgN/L	0.01
K_P Growth Limitation (P)	mgP/L	0.001
λ_0 Light Extinction (non-algal)	m ⁻¹	0.03
λ_1 Light Extinction (linear algal)	m ⁻¹ (ugCh/L) ⁻¹	0.007
λ_2 Light Extinction (non-linear algal)	m ⁻¹ (ugCh/L) ^{-2/3}	0.05
σ_1 Settling Rate	m day ⁻¹	0.1 1.024

FUENTE: Manual del Usuario HEC-RAS versión 4.0

1) Ley del mínimo de Leibig, Nutriente Limitante

Liebig (1803-1873), propuso una ley del mínimo, la cual establece que el crecimiento vegetal es proporcional a la cantidad disponible de nutriente limitante. En este concepto se incluye el agua, la temperatura, y la disponibilidad de luz como posible factor limitante, junto con los nutrientes de la planta, en este caso de las algas. (Thompson & Troeh, 1988)

Esta opción representa la limitación del crecimiento local de algas debido a la disponibilidad de luz y cualquiera de los dos, nitrógeno o fósforo, pero no ambos. Cuando se elige esta opción, el nutriente en exceso no afecta a la tasa de crecimiento. La ecuación (5.35), imita la ley del mínimo de Leibig:

$$GL = FL \min(FP, FN) \quad (5.35)$$

Donde:

GL	=	Tasa límite específica del crecimiento de algas
FL	=	limitación para la luz
FP	=	Limitación del nutriente fósforo
FN	=	Limitación del nutriente nitrógeno

2) Formulación multiplicativa

A diferencia del nutriente limitante, la formulación multiplicativa, limita el crecimiento debido a la disponibilidad de luz y la disponibilidad de ambos nutrientes.

La expresión cinética usada para representar los efectos del nitrógeno fósforo y luz son multiplicados juntos para determinar su efecto neto sobre la tasa de crecimiento local de algas. Esta opción tiene como base biológica los efectos multiplicadores de los procesos enzimáticos implicados en la fotosíntesis.

$$GL = FL * FP * FN \quad (5.36)$$

Donde:

GL	=	Tasa límite específica del crecimiento de algas.
FL	=	limitación de luz.
FP	=	Limitación del nutriente fósforo.
FN	=	Limitación del nutriente nitrógeno.

Limitación del nutriente nitrógeno (FN)

La limitación de nutrientes para el nitrógeno (FN) está en función de la constante de Michaelis-Menton de semisaturación para el nitrógeno (KN), y las concentraciones de amonio (NH₄) y nitrato (NO₃).

Las constantes media de saturación de Michaelis-Menton determinan la eficacia con la que el fitoplancton consume nitrógeno (y fósforo) a bajas concentraciones.

El factor de limitación para el nitrógeno es la expresión:

$$FN = \frac{N_e}{N_e + KN} \quad (5.37)$$

Donde:

FN = Limitación del nutriente nitrógeno.

KN = Constante de Michaelis-Menton de semisaturación para el nitrógeno. KN es un parámetro establecido por el usuario. No es dependiente de la temperatura.
Ver tabla 5.6.

Ne = Concentración local efectiva del nitrógeno inorgánico Disponible.

$$N_e = (NH_4) + (NO_3) \quad (5.38)$$

Limitación de nutrientes de fósforo (PF)

La limitación de nutrientes para el fósforo (FP) está en función de la constante de Michaelis-Menton de semisaturación para el fósforo (KP), y la concentración de fósforo inorgánico.

El factor de limitación para el fósforo es una expresión adimensional:

$$FP = \frac{PO_4}{PO_4 + KP} \quad (5.39)$$

Donde:

- FP = Limitación del nutriente fósforo. (Adimensional)
 KP = constante de Michaelis-Menton de semisaturación para el fósforo. Este parámetro ajustable por el usuario. No es dependiente de la temperatura. Ver tabla 5.6.

Limitación de luz (FL)

La limitación de luz (FL) relaciona la luz verticalmente promedio y la profundidad del cauce.

$$FL = \frac{1}{\lambda d} \ln \left(\frac{KL + I_0}{KL + I_0 e^{-\lambda d}} \right) \quad (5.40)$$

Dónde:

- I_0 = Intensidad de luz superficial ($W m^{-2}$)
 d = profundidad media canal (m)
 λ = coeficiente de extinción luz (m^{-1})
 FL = Limitación de luz.
 KL = El coeficiente de saturación de luz. Es la constante semisaturada que define el nivel de luz al cual el crecimiento de las algas es un medio de la tasa máxima.

Intensidad de luz de la superficie (I_0)

Debido a que casi toda la radiación fuera de la gama visible es absorbida dentro de los primeros metros por debajo de la superficie, la intensidad de luz de la superficie (I_0), se aplica a los modelos de lago (y para modelos de río), es estimada a menudo como una fracción de la densidad de flujo de radiación solar usada en el balance del calor.

La magnitud de la gama visible es aproximadamente la mitad de la radiación de onda corta (solar) (q_{ws}) calculada (u observado).

En el código HEC-RAS, un coeficiente de atenuación (a_{sw}) se utiliza para ajustar la radiación de onda corta (q_{ws}) calculada (u observada), que se utiliza en el balance de energía

Este coeficiente de atenuación (a_{sw}) y la radiación de onda corta (q_{ws}) son empleados para determinar la intensidad de la luz superficial:

$$I_o = a_{sw}q_{sw} \quad (5.41)$$

Dónde:

- q_{sw} = Radiación de onda corta (solar) (Wm^{-2})
- a_{sw} = Coeficiente de atenuación de la radiación de onda corta. (Adimensional). Este coeficiente se ha establecido en 0,50 para esta versión de modelación de calidad del agua de programa HEC-RAS.

Coeficiente de extinción luz (λ)

El coeficiente de extinción de la luz (λ) se ajusta a la variable de limitación de la luz (FL) usando la ecuación:

$$\lambda = \lambda_0 + \lambda_1 \alpha_0 A + \lambda_2 (\alpha_0 A)^{2/3} \quad (5.42)$$

Donde:

- λ_0 = Coeficiente de extinción de la luz independiente de las algas. (m^{-1})
- λ_1 = Coeficiente lineal de auto-oscorecimiento producido por las algas. ($\mu gCHla)(mL^{-1}$)
- λ_2 = Coeficiente no lineal de auto-oscorecimiento producido

por las algas. $(\mu\text{gCHla})^{-2/3}(\text{mL}^{-1})$

Tres de los coeficientes mencionados anteriormente son establecidos por el usuario.

La apropiada selección de los valores de λ_1 y λ_2 , permite el modelado de una variedad de relaciones entre el auto-oscurecimiento producido por las algas y la extinción de la luz, como se indica a continuación:

- Para un conjunto no auto-oscurecido producido por las algas

$$\lambda_1 = 0 \quad \lambda_2 = 0$$

- Para un conjunto lineal auto-oscurecido producido por las algas

$$\lambda_1 \neq 0 \quad \lambda_2 = 0$$

- Para un conjunto no lineal auto-oscurecido producido por las algas

λ_1 y λ_2 son valores asignados.

Acorde al autor Riles Eq, en la obra de Bowie et al (1985), los valores para λ_1 y λ_2 pueden ser:

$$\lambda_1 = 0.0088 \text{ } (\mu\text{gCHla}) \text{ (mL}^{-1}\text{)}$$

$$\lambda_2 = 0.054 \text{ } (\mu\text{gCHla})^{-2/3}(\text{mL}^{-1}\text{)}$$

5.3.2.3.2 *Tabla de constantes de velocidad y parámetros para las algas*

Los valores y rangos sugeridos por el Manual de Usuario del programa HEC-RAS versión 4.0, para los parámetros de algas se proporcionan en la tabla 5.6. Para la mayoría de los coeficientes, se sugiere emplear el valor más bajo del intervalo.

TABLA 5.6: VALORES DE RANGO SUGERIDOS PARA LAS CONSTANTES Y PARÁMETROS DE VELOCIDAD DE ALGAS.

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Rango Sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (θ)
α_o	Conversión alga \rightarrow clorofila-a	$\mu\text{g Chla mgA}^{-1}$	10 - 100	10	No corrección
$\mu_{\text{máx}}$	Tasa máxima de crecimiento de algas	día^{-1}	1.0 - 3.0	1.0	1.047
ρ	Tasa de respiración de las algas	día^{-1}	0.05 – 0.5	0.05	1.047
KL	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación (Luz)	Wmseg^{-1}	4 - 20	4	No corrección
KN	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación (nitrógeno)	mgN / L	0.01 – 0.30	0.01	No corrección
Kp	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación (fósforo)	mgP / L	0.001 - 0.05	0.001	No corrección
λ_0	Coefficiente de extinción de la luz independiente de las algas.	m^{-1}	≥ 0.03	0.03	No corrección
λ_1	Coefficiente lineal de auto-oscurecimiento producido por las algas.	$\text{m}^{-1}/(\mu\text{g Chla/L})$	0.007 – 0.07	0.007	No corrección
λ_2	Coefficiente no lineal de auto-oscurecimiento producido por las algas.	$\text{m}^{-1}/(\mu\text{g Chla/L})^{2/3}$	variable	0.05	No corrección
σ_1	Tasa de producción béntica (Algas)	M día^{-1}	0.1 – 2.0	0.1	1.024

FUENTE: Manual de Usuario HEC-RAS versión 4.0

5.3.2.4 Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (DBOC)

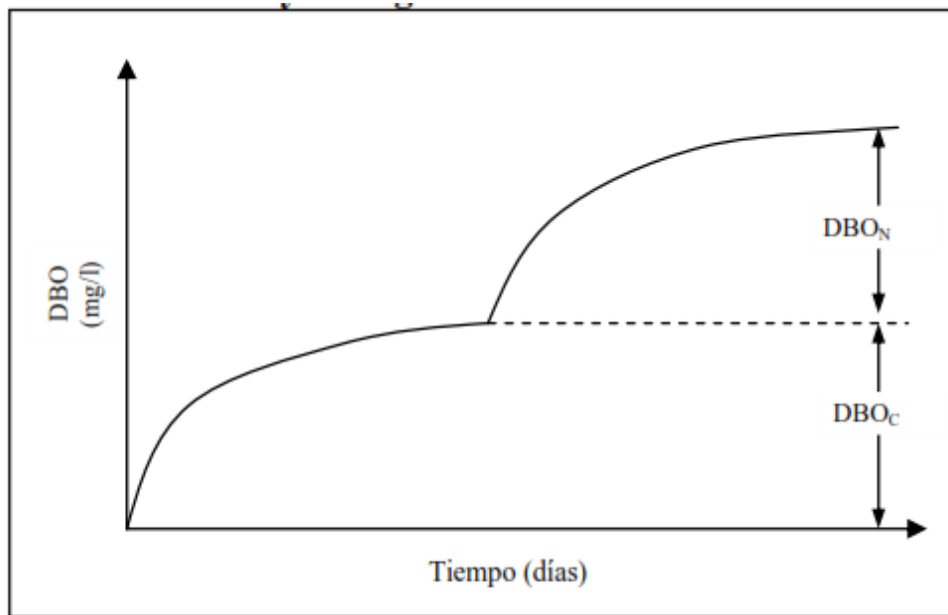
La DBO mide la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para oxidar, degradar o estabilizar la materia orgánica en condiciones aeróbicas, es decir, mide solamente la materia orgánica biodegradable, no mide contaminantes específicos.

La DBO total se alcanza en dos etapas: en la primera se estabiliza la materia orgánica carbonácea (DBOC) y corresponde a la primera fase de la desoxigenación; en la segunda fase se oxidan los compuestos nitrogenados. Estas dos etapas pueden ocurrir simultáneamente, aunque es común separarlas y suponer que la oxidación de la materia carbonácea es casi total cuando apenas comienza la nitrificación (Salazar, 1984).

En la figura 5.31 se puede observar una curva típica de la demanda bioquímica de oxígeno de aguas residuales que contienen materia orgánica carbonácea y nitrogenada. Se asume que la demanda carbonácea generalmente se ejerce primero debido al retraso en el crecimiento de las bacterias nitrificantes necesarias para la oxidación de las diferentes formas del nitrógeno.

La DBOC es la cantidad de oxígeno necesaria para descomponer biológicamente la materia orgánica carbonácea y se determina en laboratorio a una temperatura de 20° C y en 5 días (DBO₅), mediante procedimientos estandarizados de incubación.

FIGURA 5.31: DEMANDA TÍPICA DE OXÍGENO DE LA MATERIA ORGÁNICA CARBONÁCEA Y NITROGENADA EN CORRIENTES HÍDRICAS



FUENTE: <http://www.cvc.gov.co/cvc/Mosaic/dpdf3/volumen9/3-marcoconceptualv9f3.pdf>

Para realizar el proceso de descomposición de la materia orgánica las bacterias requieren oxígeno; a mayor cantidad de materia orgánica presente, mayor es la cantidad de oxígeno requerido para completar el proceso de descomposición u oxidación.

La cantidad de DBO presente en un río también puede verse afectada por las siguientes fuentes internas: (i) la muerte de algas, zooplancton, peces y bacterias, (ii) excreción por algas, zooplancton, peces y bacterias, y (iii) demanda béntica. (EPA, 1978)

Esta actividad bacteriana se puede expresar entonces de manera simplificada como se observa en la expresión:

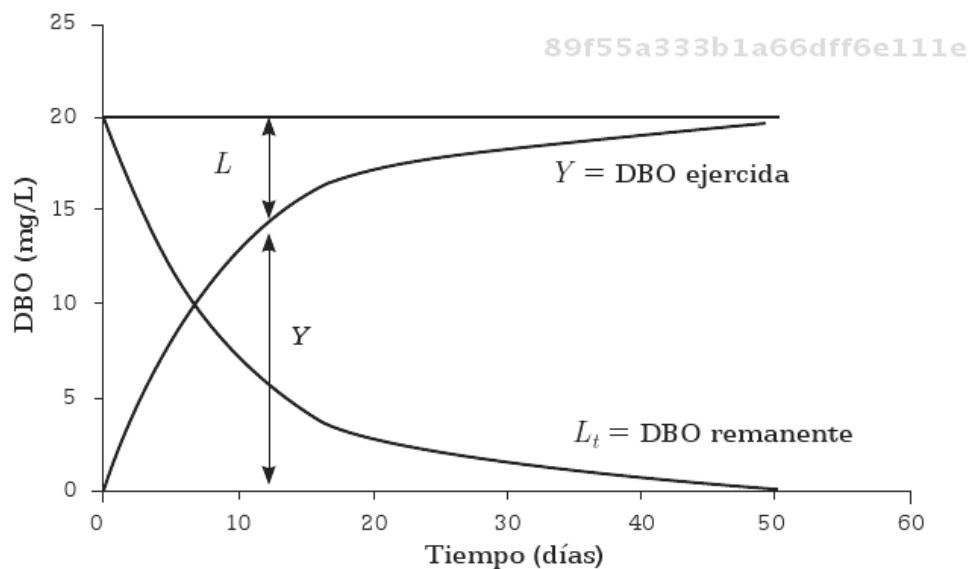
Materia orgánica + microorganismos heterotróficos + O₂ → CO₂ + H₂O + nuevos microorganismos

Una parte de la materia orgánica oxidada por los microorganismos es utilizada para crear nuevos organismos, la otra parte sirve como fuente de energía para que los microorganismos realicen sus funciones vitales; en esta última parte se liberan CO_2 y H_2O .

Las reacciones que involucran la DBO no son fáciles de representar matemáticamente. Por simplicidad se asume que la DBO sigue una reacción química de primer orden; sin embargo, este es un supuesto empírico tomando como base en la experiencia que ha probado ser una herramienta útil en la práctica.

Si se representa gráficamente el comportamiento de la DBO en el tiempo se puede observar que a medida que se va oxidando la materia orgánica queda un porcentaje remanente o sin oxidar: si se denota por L a la DBO remanente y por Y a la DBO ejercida, el comportamiento de estas dos demandas se presenta a continuación. (Sierra Ramírez, 2011)

FIGURA 5.32: FORMULACIÓN DE LA CINÉTICA DE LA DBO.



FUENTE: Calidad del Agua, evaluación y diagnóstico, Carlos Sierra Ramírez 2011.

De la figura 5.32 se puede deducir:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -k_1 * L \quad (5.43)$$

Donde:

- L = cantidad total de materia orgánica remanente en t (mg/L)
 K₁ = constante de desoxigenación (día⁻¹),
 t = tiempo

La DBO expresa bien la concentración de materia orgánica degradable, pero no indica por sí misma qué tan rápido disminuirá el oxígeno en el cuerpo receptor de la descarga de agua residual. La disminución de oxígeno se relaciona con la DBO y con la constante de reacción (K₁). Mientras que la DBO se incrementa en proporción directa de la concentración de materia orgánica degradable, el valor numérico de la constante de reacción depende de los siguientes factores: a) La naturaleza del desecho, b) la habilidad de los microorganismos para utilizar el desecho y c) la temperatura (Valdez & Vázquez Gonzalez, 2003)

- **Naturaleza del desecho**

Existen miles de compuestos orgánicos presentes y no todos pueden ser degradados con la misma facilidad. Los azúcares simples y almidones se degradan rápidamente y por ello tendrán una constante de reacción grande. La celulosa (por ejemplo, toallas de papel) se degrada mucho más lentamente y el cabello y uñas prácticamente no se degradan en la prueba de la DBO o durante el tratamiento normal del agua residual. Otros componentes son intermedios entre estos extremos. La constante de reacción para un desecho complejo depende mucho de la proporción relativa de sus varios componentes.

Debido a la naturaleza y composición de las aguas residuales, estos valores varían significativamente. Las aguas residuales industriales son conocidas por sus muy variados valores del coeficiente K₁.

- **Habilidad de los microorganismos para utilizar el desecho**

La habilidad de cualquier microorganismo para utilizar los compuestos orgánicos es limitada; por esta razón, muchos compuestos orgánicos pueden ser degradados sólo por un pequeño grupo de microorganismos. En un ambiente natural que recibe una descarga de desechos en forma continua, predominará esa población de microorganismos que es más eficiente para utilizar los desechos. Sin embargo, el cultivo empleado para inocular la prueba de la DBO podría contener solamente una cantidad pequeña de microorganismos que pueden degradar los compuestos orgánicos específicos del agua residual. Este problema es común cuando se analiza agua residual industrial. La consecuencia es que el valor de la constante de reacción obtenida en el laboratorio será inferior al del agua problema. Por ello, la prueba de la DBO debe llevarse a cabo, preferiblemente, con microorganismos que hayan sido aclimatados al desecho.

- **Temperatura**

La mayoría de los procesos biológicos se aceleran cuando la temperatura se incrementa y se desaceleran cuando la temperatura disminuye. Debido a que la utilización del oxígeno es provocada por el metabolismo de los microorganismos, la tasa de utilización es afectada de igual forma por la temperatura. Idealmente, la constante de reacción debe obtenerse experimentalmente para la temperatura del agua del cuerpo receptor, lo cual se dificulta por dos razones: la primera es que generalmente la temperatura del agua del cuerpo receptor cambia durante el año, por lo que se requerirían muchas pruebas para definir el valor de K ; la segunda es la pesada labor que implicaría la comparación de datos obtenidos en los varios sitios de medición, que tendrían diferente temperatura. Por estas razones, las pruebas de laboratorio se hacen a temperatura estándar de 20°C (Valdez & Vázquez Gonzalez, 2003), y la constante de reacción se ajusta a la temperatura del agua del cuerpo receptor empleando la siguiente ecuación (5.44):

$$K_{(T)} = K_{20}\theta^{T-20} \quad (5.44)$$

Donde:

- T = temperatura de interés, °C
 $k(T)$ = constante de reacción a la temperatura de interés, día⁻¹
 k_{20} = constante de reacción determinada a 20°C, día⁻¹
 θ = coeficiente de temperatura.

5.3.2.4.1 Modelación de la DBOC en HEC-RAS

El programa HEC-RAS versión 4.0 asume una reacción de primer orden para describir la desoxigenación de DBOC en el río.

La función DBOC expresada en el modelo también tiene en cuenta la eliminación de DBOC adicional debido a la sedimentación.

$$\frac{d\text{DBOC}}{dt} = -K_1\text{DBOC} - K_3\text{DBOC} \quad (5.45)$$

$$\begin{aligned} \text{DBOC Fuente/sumidero} &= -K_1\text{DBOC} && \text{(oxidación)} \\ & && -K_3\text{DBOC} && \text{(sedimentación)} \end{aligned}$$

Donde:

- K_1 = Coeficiente de desoxigenación (día⁻¹)
 Este parámetro establecido por el usuario y además es dependiente de la temperatura.
- K_3 = Tasa de pérdida de DBO carbonoso por sedimentos (día⁻¹). Este parámetro establecido por el usuario y además es dependiente de la temperatura.

Coeficiente de desoxigenación (K_1)

Los coeficientes de la tasa de desoxigenación disponibles en la literatura y las expresiones matemáticas que existen en la actualidad para determinar este coeficiente son muy generales y en muchos casos han sido desarrolladas para cuerpos de agua específicos. Cuando estos coeficientes, sea calculados o sacados de la literatura, se van a aplicar para modelar otro recurso hídrico con características diferentes, casi nunca se obtiene los resultados esperados y es entonces cuando se debe recurrir a métodos para ajustar los valores teóricos a reales.

Por lo que es recomendable, siempre que sea posible, utilizar la información de campo para determinar el valor de los coeficientes.

De acuerdo a la bibliografía consultada para determinar el coeficiente de la tasa de desoxigenación es necesario identificar dos constantes diferentes, pero que están relacionadas con esta tasa de desoxigenación. La constante k_1 representa la tasa de desoxigenación debida al ejercicio de la DBO determinada en laboratorio. Y la constante k_d , que corresponde al coeficiente de tasa de desoxigenación que se empleará para la modelación, está definida como la tasa de desoxigenación debida al ejercicio de la DBO en el cuerpo de agua. (Sierra Ramírez, 2011). Cabe resaltar que para obtener la k_d , es necesario el cálculo previo de la k_1 .

k_1 es propia para cada recurso hídrico o agua residual, y es necesario determinarla para cada caso. Esta constante es indispensable para definir el comportamiento de la DBO en el tiempo.

En la literatura existen varios métodos matemáticos utilizados para determinar k_1 con base en las mediciones de DBO en laboratorio. Entre los más conocidos están:

- Logarítmico
- De los momentos de Moore
- Método de Thomas

- Mínimos cuadrados de Reed and Theriault
- Los dos puntos de Rhamé
- Método de laboratorio de Nemerov
- Diferencia diaria de Tsvoglou.
- Método de regresión lineal de la NCASI

Si bien es cierto existen métodos más representativos que otros, depende del criterio y experiencia del investigador decidir el método por emplear.

A continuación se explican dos de los métodos, acorde a la información secundaria compilada, empleados en la mayoría de los casos, para la determinación de la constante de desoxigenación k_1 .

Método Logarítmico

El método logarítmico puede generar buenas aproximaciones del valor de k_1 , pero puede diferir con el resultado de otros métodos.

Este método parte de la ecuación (5.46):

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \quad (5.46)$$

A la cual se la deriva y se obtiene:

$$\frac{dy}{dt} = r = L_0 * k_1 * e^{-k_1 * t} \quad (5.47)$$

Donde, r es la tasa de utilización del oxígeno en el tiempo. Realizando transformaciones matemáticas la ecuación anterior se transforma en una ecuación lineal de la forma:

$$\ln(r) = \ln(L_0 * k_1) - k_1 * t \quad (5.48)$$

Si se grafica el $\ln r$ contra t para diferentes valores de DBO, la pendiente será la constante k_1 y el intercepto será $L_0 \cdot k_1$. Primero son necesarias las mediciones de DBO en un período de tiempo. Para cada tiempo se calcula el valor de r y $\ln r$. Para el cálculo de r utilizamos la ecuación (5.49):

$$r = \frac{(Y_n - Y_{n-1})}{\Delta t} \quad (5.49)$$

Donde:

Y_n	=	Valor de DBO para el cual se calcula r
Y_{n-1}	=	Valor de DBO del punto inmediatamente anterior
Δt	=	Variación de tiempo

La misma respuesta se puede obtener gráficamente en escala semi-logarítmica.

Método de Thomas

Se fundamenta partiendo de la similitud entre las ecuaciones (5.50) y (5.51) presentadas a continuación:

$$1 - e^{-k_1 t} = k_1 t \left[1 - \frac{k_1 t}{2} + \frac{(k_1 t)^2}{6} - \frac{(k_1 t)^3}{24} + \dots \right] \quad (5.50)$$

$$k_1 t \left[1 + \frac{k_1 t}{6} \right]^{-3} = k_1 t \left[1 - \frac{k_1 t}{2} + \frac{(k_1 t)^2}{6} - \frac{(k_1 t)^3}{24} + \dots \right] \quad (5.51)$$

Teniendo como resultado:

$$y = L_0 k_1 t \left[1 + \frac{(k_1 t)^{-3}}{6} \right] \quad (5.52)$$

A la ecuación (5.52), después de linealizarla, puede presentarse como una recta de la forma $y = a + bx$, convirtiéndose en:

$$\left[\frac{t}{y} \right]^{1/3} = (k_1 L_0)^{-1/3} + \left[\frac{k_1^{2/3}}{6L_0^{1/3}} \right] t \quad (5.53)$$

Se puede concluir entonces que si se tienen varios registros de DBO (y), medidos en diferentes días, en un gráfico $(t/y)^{1/3}$ vs t , el valor de k_1 se obtiene de la siguiente manera.

$$a = \frac{1}{(k_1 L_0)^{1/3}} \Rightarrow L_0 = \frac{1}{k_1 a^3} \quad (5.54)$$

$$b = \frac{k_1^{2/3}}{6L_0^{1/3}} = \frac{k_1^{2/3} k_1^{1/3} a}{6} \Rightarrow k_1 = 6 \frac{b}{a} \quad (5.55)$$

Donde, a es el intercepto y b la pendiente de la curva linealizada.

A este método se le conoce también como el método gráfico para la determinación de k_1 publicado por H. A. Thomas (1950).

Constante de desoxigenación en la corriente receptora (k_d)

Las pruebas para calcular la constante, para el cálculo de la DBO, se efectúa en laboratorio. Esto hace que el valor que se obtiene no represente lo que está sucediendo en la corriente. Pueden existir fenómenos que favorezcan la remoción o desaparición de la materia orgánica presente. (Sierra Ramírez, 2011)

En vista de eso, varios autores han realizado intentos para corregir el valor de k_1 calculada con base en datos de laboratorio y así obtener el valor real de la constante en el sitio.

Método de Bosko

La determinación de la constante de desoxigenación del río k_d ha sido propuesta por varios métodos. Bosko (1966) desarrolló una relación entre k_1 y k_d que viene dada por:

$$k_d = k_1 + n\left(\frac{v}{h}\right) \quad (5.56)$$

Donde:

k_d	=	Tasa de desoxigenación debida al ejercicio de la DBO en el río, base e (día^{-1})
k_1	=	Tasa de desoxigenación determinada en el laboratorio, base e (día^{-1})
v	=	Velocidad del río (m/s)
h	=	Profundidad del río (m)
n	=	Coefficiente de actividad del lecho del río.

El término $n(v/h)$ refleja la importancia de los organismos en el lecho del río y que utilizan la DBO. El coeficiente n es tomado como función de la pendiente de la corriente, algunos valores típicos se indican en la tabla. (EPA, 1978).

TABLA 5.7: VALORES DEL COEFICIENTES DE ACTIVIDAD DE ACUERDO CON LA PENDIENTE DE LA CORRIENTE RECEPTORA SEGÚN BOSKO.

Pendiente (m/100m)	n
0,05	0,10
0,10	0,15
0,20	0,25
0,50	0,40
1,00	0,60

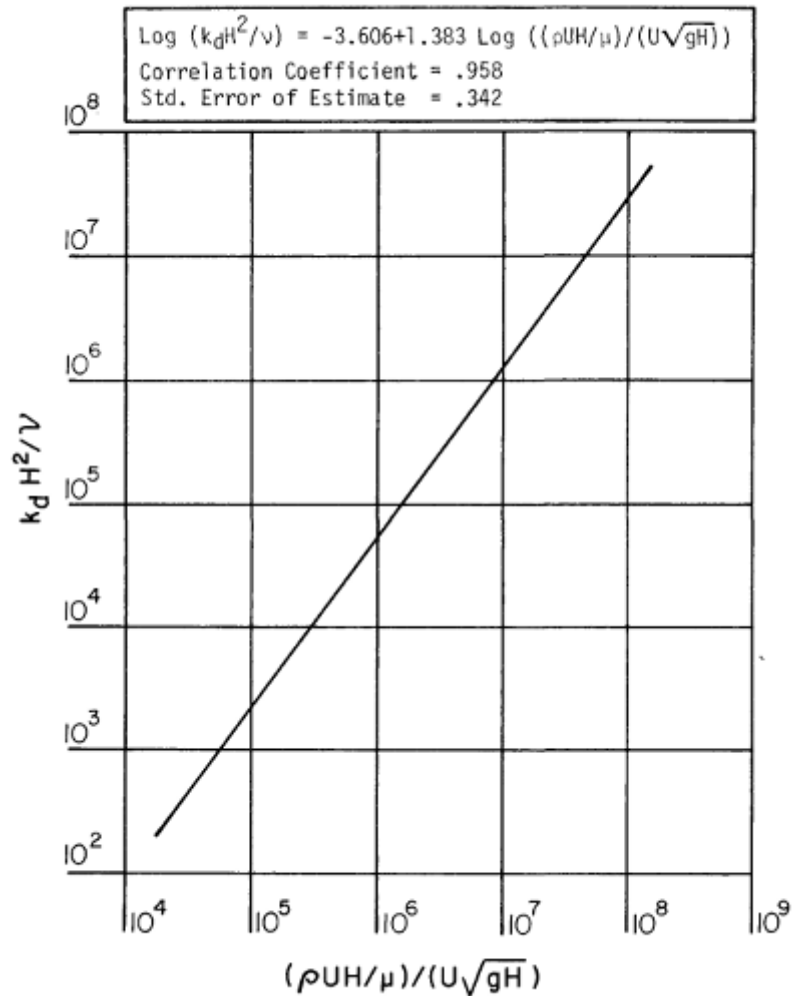
FUENTE: Calidad del Agua, evaluación y diagnóstico, Carlos Sierra Ramírez, 2011

Expresiones predictivas para calcular k_d

Basal (1975) intentó correlacionar k_d con el número de Reynolds y el número de Froude. Para esto, combinó estos parámetros en grupos adimensionales y, mediante el uso de datos históricos, empleó el método de regresión para desarrollar

una relación entre ellos. Eligió varias combinaciones de parámetros, obteniéndose los mejores resultados plasmados en la figura 5.33.

FIGURA 5.33: PARÁMETRO DE DEXOSIGNACIÓN K_d VS EL NÚMERO DE REYNOLD Y EL NÚMERO DE FROUDE.



FUENTE: EPA, 1978

Basal (1975) concluyó que la relación del número de Reynolds y el número de Froude ofreció el mejor método para obtener k_d , independientemente de la posición de la corriente, la carga de contaminación, y la configuración del canal.

Este trabajo fue cuestionado por Novotny and Krenkel (1975) quienes demostraron la poca aplicabilidad del método.

En los intentos de relacionar k_d con las características hidráulicas lo más común es correlacionarlas con el caudal, el radio hidráulico o con la profundidad media. Wright and McDonnell (1979) realizaron un trabajo en el cual derivaron la siguiente ecuación (5.57):

$$k_d = (10,3) * Q^{-0,49} \quad (5.57)$$

Donde:

$$Q = \text{Caudal expresado en pies}^3/\text{s}$$

De acuerdo a la literatura, la ecuación (5.57), sólo es válida para caudales entre 10 y 800 pies³/s. Para caudales mayores de 800 pies³/s la constante k_d no es función del caudal y para caudales menores a 10 pies³/s la constante k_d está en el rango entre 2,5 y 3,5 día⁻¹. (Sierra Ramírez, 2011)

Tasa de pérdida de DBOC por sedimentos (k_3)

Se llama bentos, depósitos bénticos o sedimentos a los residuos que existen sobre el lecho de río, formados por capas compactadas de residuos orgánicos parcialmente estabilizados, procedente fundamentalmente de descargas municipales e industriales.

La tasa de pérdida de DBOC por sedimentos (K_3), en la mayoría de los casos consultados, se la considera despreciable (Jha, Ojha, & Bhatia, 2007), esto se debe a que la materia orgánica se descompone muy lentamente y sus efectos sobre el oxígeno disuelto son inapreciables en ríos. (Rodríguez Hurtado, 1983).

5.3.2.4.2 Tabla de constantes de velocidad y parámetros para DBOC.

En la tabla 5.8 se presentan valores y rangos sugeridos para los parámetros de DBOC. En el manual del usuario de HEC-RAS se recomienda emplear el valor más bajo del rango para la modelación.

TABLA 5.8: PARÁMETROS PARA FUENTES Y SUMIDEROS PARA DBOC.

Símbolo	Descripción	Unidades	QUAL2E Rango sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (θ)
K ₁	Coefficiente de desoxigenación (DBOC)	Día ⁻¹	0.02 - 3.4	0.02	1.047
K ₃	Tasa de sedimentación (DBOC)	Día ⁻¹	-0.36 - 0.36	0	1.024

FUENTE: Manual del Usuario HEC-RAS versión 4.0

En las siguientes tablas se puede observar valores de parámetros para DBOC, encontradas en la literatura:

TABLA 5.9: VALORES PARA COEFICIENTE DE DESOXIGENACIÓN (K₁) a 20°C.

Muestra	Unidad	Valdez et al, 2003	EPA, 1997	Chapra, 1997	Mancera et al, 2003
Agua residual cruda	(día ⁻¹)	0.35 - 0.70			0.35 - 0.40
Agua residual tratada o efluente tratado		0.12 - 0.23	0.25	0.10 - 0.30	0.10 - 0.35
Agua residual de alcantarillado			0.40		
Aguas negras			0.35	0.20 - 0.50	
Agua de río contaminado		0.12 - 0.23			0.05 - 0.15

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

TABLA 5.10: TASA DE PÉRDIDA DE DBOC POR SEDIMENTOS (K₃).

Símbolo	Unidad	Rango sugerido	Sin crecimiento de algas	Con crecimiento de algas
K ₃	(día ⁻¹)	0.1 - 3.0	1	2.15

FUENTE: Tesis Methodologies for reduction of output uncertainty of river water quality models, Veronique Vandenberghe, 2008.

5.3.2.5 Oxígeno Disuelto

Se puede definir al oxígeno disuelto como la cantidad de oxígeno que se encuentra libre en el agua y no está combinado ni con el hidrógeno (formando agua) ni con los sólidos que pudieran existir en el agua. (Creus, 2001)

La distribución del oxígeno en cuerpos de agua naturales está determinada por el intercambio gaseoso a través de la superficie del agua, la producción fotosintética, el consumo respiratorio y por procesos físicos de advección y difusión.

El nivel de oxígeno disuelto puede ser un indicador de contaminación del agua y este está relacionado con la capacidad del cuerpo de agua de soportar materia orgánica. La oxidación de la materia orgánica conduce a un agotamiento del oxígeno disuelto, así pues, midiendo concentración de oxígeno disuelto en el agua, se puede obtener una estimación de la calidad de sustancias orgánicas oxidables de ésta. (Llorca & Bautista Carrascosa, 2006)

Habitualmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos la vida de numerosos organismos acuáticos se ve comprometida.

El oxígeno disuelto, dada su importancia en la salud del agua, se ha constituido en el parámetro más importante en el diagnóstico sobre el estado de contaminación de un ecosistema acuático. El problema del OD puede entonces resumirse como la descarga de desechos orgánicos e inorgánicos en un cuerpo de agua que ocasiona el descenso en las concentraciones de OD lo cual interfiere con los usos benéficos del agua. (Sierra Ramírez, 2011)

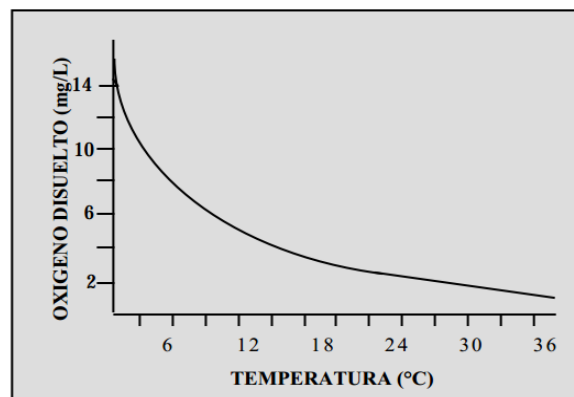
5.3.2.5.1 Efecto de factores abióticos sobre la solubilidad de oxígeno en el agua

- **Temperatura**

La concentración de oxígeno presente en el agua es afectada por la temperatura, la salinidad y la presión atmosférica.

De acuerdo a la figura 5.34, la cantidad de oxígeno en agua es inversamente proporcional con la temperatura. Sin embargo, la relación inversa entre temperatura y la concentración de oxígeno disuelto puede verse alterada en ambientes naturales por efecto de los procesos de fotosíntesis y respiración que pueden ocurrir en ellos.

FIGURA 5.34: EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO EN AGUA A UNA PRESIÓN DE 760 mmHg.



FUENTE: Modificado de Horne y Goldman, 1994

Los cambios estacionales generan alteraciones significativas en la temperatura de los cuerpos de agua. Estas alteraciones en temperatura tendrán, a su vez, un efecto sobre los niveles de oxígeno disuelto.

Aumentos en la temperatura del agua pueden traer como consecuencia una disminución en los niveles de oxígeno disuelto y causar la mortandad de organismo presentes en el cuerpo de agua.

De forma inversa, en cuerpos de agua no-contaminados se registran aumentos en los niveles de oxígeno disuelto durante el periodo de invierno.

- **Salinidad**

Las sales disueltas en agua reducen los espacios intermoleculares disponibles para la disolución del oxígeno. La presencia de algunos minerales en una solución reduce la solubilidad de los gases.

En la tabla 5.11 se puede observar el efecto combinado de la temperatura y la salinidad sobre el oxígeno disuelto.

El efecto de la exclusión de oxígeno en función de la concentración de sales disueltas es mínimo excepto en ambientes hipersalinos, tales como los salitrales.

TABLA 5.11: SOLUBILIDAD DE AXÍGENO EN FUNCIÓN DE LA TEMPERATURA Y LA SALINIDAD.

Temperatura °C	Solubilidad De Oxígeno (mg/L)					
	Salinidad (‰)					
	0.030	9.055	18.080	27.105	36.130	45.155
0.0	14.621	13.728	12.888	12.097	11.355	10.657
5.0	12.770	12.024	11.320	10.656	10.031	9.441
10.0	11.288	10.656	10.058	9.493	8.959	8.454
15.0	10.084	9.541	9.027	8.540	8.079	7.642
20.0	9.092	8.621	8.174	7.749	7.346	6.964
25.0	8.263	7.850	7.457	7.083	6.728	6.390
30.0	7.559	7.194	6.845	6.513	6.100	5.806
35.0	6.950	6.624	6.314	6.017	5.734	5.464
40.0	6.412	6.121	5.842	5.576	5.321	5.078
45.0	5.927	5.665	5.414	5.174	4.944	4.724
50.0	5.477	5.242	5.016	4.799	4.591	4.392

FUENTE: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992)

- **Presión atmosférica:**

La solubilidad de un gas está determinada por su presión parcial (p) [Ley de Henry]. A su vez, la presión parcial de un gas es afectada por cambios en altitud (cambios en presión atmosférica). En cuerpos de agua no contaminados la concentración de oxígeno disminuye con la altitud.

Es conveniente aclarar que dicha relación puede ser alterada por los procesos de fotosíntesis y respiración.

En la tabla 5.12, se presentan algunos datos de solubilidad del oxígeno, a presiones desde la atmósfera a nivel del mar, hasta 650 mm Hg. (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, 2006)

TABLA 5.12: SOLUBILIDAD DEL OXÍGENO EN AGUA, (mg/L), EN FUNCIÓN DE PRESIÓN Y TEMPERATURA.

Temperatura °C	Solubilidad De Oxígeno (mg/L)			
	Presión mmHg			
	760	725	700	650
0	14.9	13.98	13.4	12.5
5	12.8	12.2	11.8	10.9
10	11.5	10.8	10.4	9.6
15	10.2	9.7	9.4	8.7
20	9.2	8.8	8.5	7.8
25	8.4	8.0	7.7	7.5

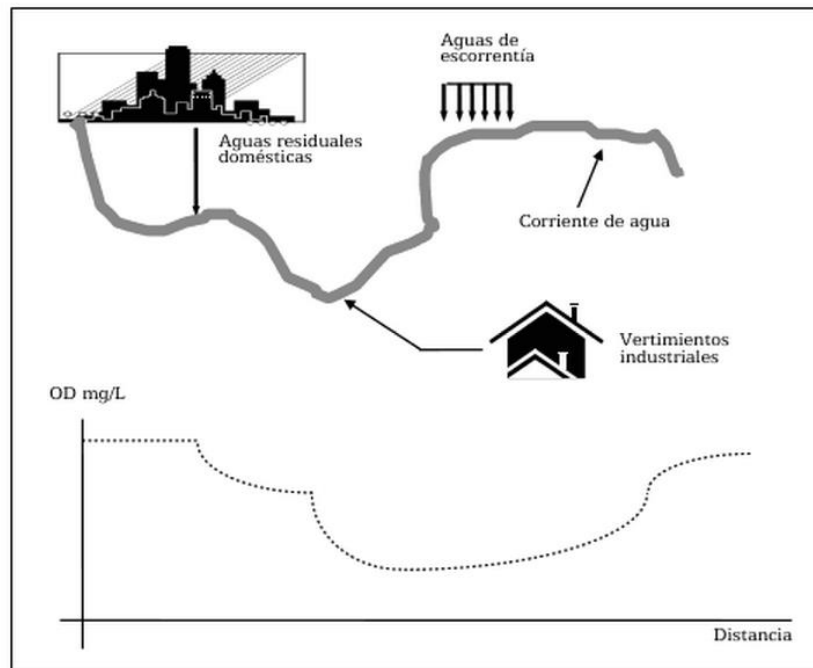
FUENTE: Tomado del libro "Depuración de aguas residuales: modelización de proceso de lodos activos", 2006

5.3.2.5.2 Componentes principales del análisis de OD

La figura 5.35 presenta los principales actores que ocasionan los problemas de OD en el agua. Los vertimientos más importantes, que afectan al contenido de oxígeno disuelto, están formados por las descargas de desechos industriales y aguas

residuales domésticas, la presencia de formas oxidables de nitrógeno y otros nutrientes que estimulan el crecimiento del fitoplancton. (Sierra Ramírez, 2011)

FIGURA 5.35: PRINCIPALES COMPONENTES PROBLEMA OD.



FUENTE: Calidad del agua, evaluación y diagnóstico, Carlos Sierra Ramírez, 2011

La naturaleza del ecosistema, es decir, su capacidad de mantener una determinada concentración de OD (autodepuración, capacidad asimilativa) establece la concentración real de OD en el cuerpo de agua con el nivel o criterio de OD exigido por los usos del agua establecidos. Los métodos más comunes de control que pueden ejecutarse incluyen la reducción de las cargas contaminantes puntuales mediante la construcción de plantas de tratamiento.

5.3.2.5.3 Fuentes y consumidores de OD

La entrada de oxígeno al agua envuelve dos procesos: la entrada de oxígeno atmosférico y la generación de oxígeno dentro del cuerpo de agua por la actividad de organismos fotosintéticos.

El análisis del OD empieza con el inventario de las fuentes que aportan y los fenómenos que consumen OD en el cuerpo de agua.

En relación a lo expuesto por Sierra (2011), los aportantes o fuentes más importantes de OD son:

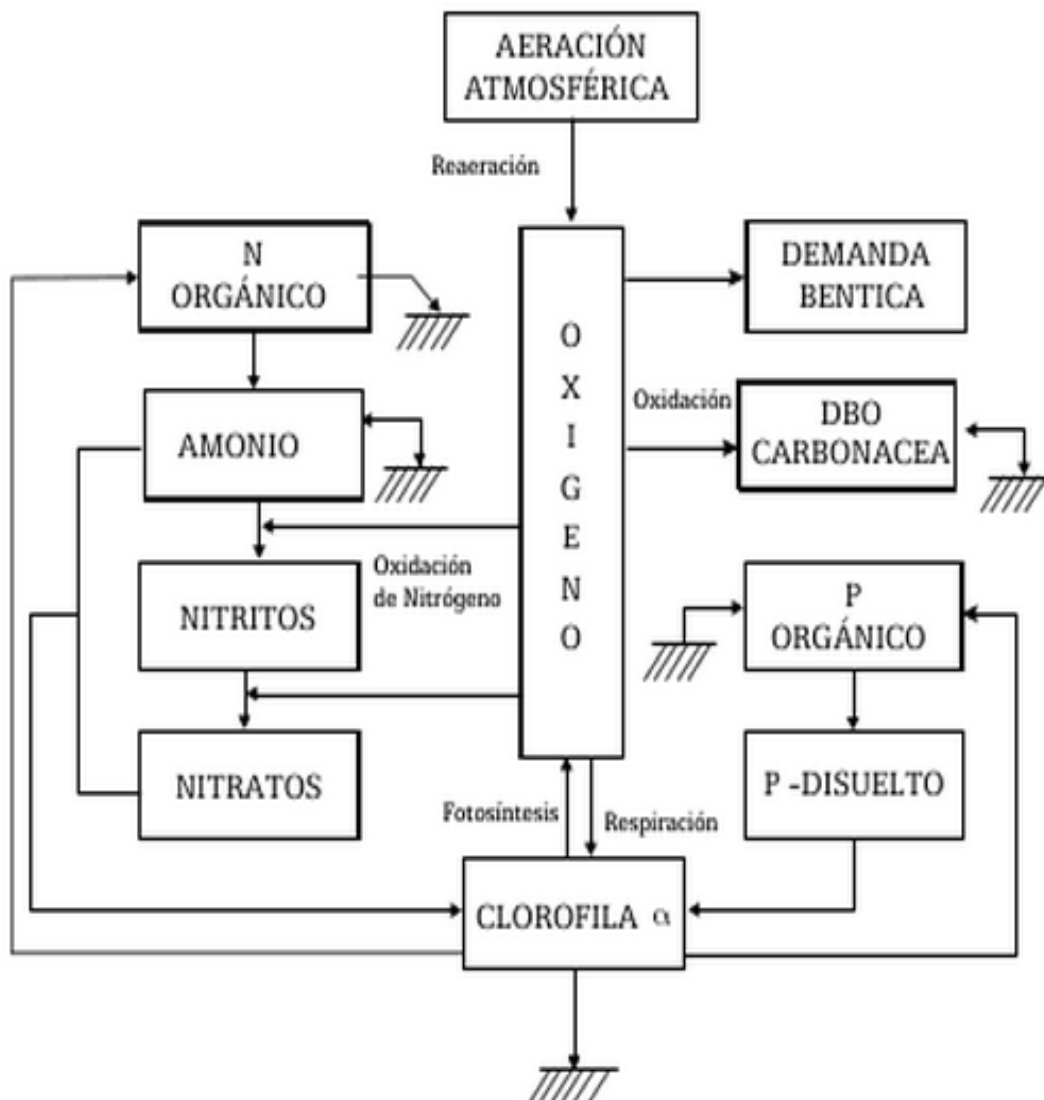
- Precipitación pluvial.
- Reaireación de la atmósfera.
- Fotosíntesis de las plantas acuáticas: En términos generales, el oxígeno disuelto es inferior al de saturación; sin embargo, la fotosíntesis puede dar lugar a concentración de oxígeno disuelto superior al de saturación.

Los consumidores más importantes de OD son:

- Oxidación de la materia orgánica. DBOC
- Oxidación de amonio y nitritos.
- Oxígeno demandado o consumido por el material depositado en el fondo (SOD).
- Oxígeno utilizado por las plantas acuáticas para respiración.

La figura 5.36 muestra la interrelación entre las variables que representan las actividades anteriores:

FIGURA 5.36: INTERRELACIÓN ENTRE LOS COMPONENTES DEL BALANCE DE OD.



FUENTE: Calidad del agua, evaluación y diagnóstico, Carlos Sierra Ramírez, 2011

5.3.2.5.4 Determinación de oxígeno disuelto por el método Winkler

La medición de oxígeno disuelto es otro parámetro útil y relativamente fácil de obtener. El oxígeno disuelto puede ser medido por el método de Winkler, con un kit químico comercial o con equipos eléctricos.

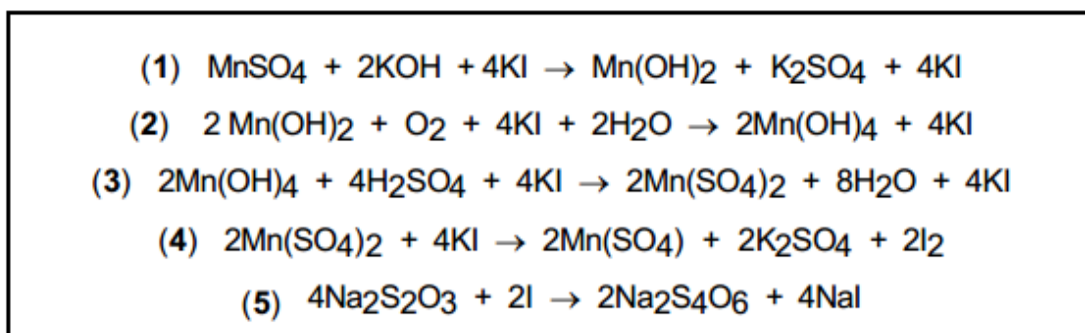
La misma fue desarrollada por Winkler varias décadas atrás. La técnica es sencilla y al mismo tiempo es eficiente, para determinar la concentración de oxígeno

disuelto en el agua; consiste en la adición de una solución de manganeso divalente (MnSO_4) [sulfato manganeso] a una muestra de agua, seguida de la adición de una base fuerte (ioduro de potasio alcalino), generando de un precipitado de hidróxido manganeso.

El oxígeno disuelto, oxidará una cantidad equivalente del hidróxido manganeso a hidróxido mangánico. En la presencia de iones de ioduro y la acidificación de la muestra con ácido sulfúrico, el manganeso oxidado revierte al estado divalente, liberándose al mismo tiempo una cantidad de iodo equivalente al contenido original de oxígeno disuelto en la muestra.

Finalmente el iodo liberado es cuantificado mediante una titulación con tiosulfato (figura 5.37).

FIGURA 5.37: SECUENCIA DE REACCIONES EN LA DETERMINACIÓN DE OXÍGENO POR EL MÉTODO WINKLER.



FUENTE: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p3-oxigeno.pdf>

Las reacciones 3 y 4 ocurren simultáneamente. La prueba descansa sobre dos hechos: (1) MnSO_4 se oxida fácilmente a Mn(OH)_4 y (2) las sales mangánicas [$\text{Mn(SO}_4)_2$] son inestables en soluciones ácidas conteniendo ioduros (KI), revirtiendo a sales manganosas [MnSO_4] y liberando iodo (I_2).

5.3.2.5.5 Modelación de la OD en HEC-RAS

El balance de oxígeno en un sistema acuático depende de la capacidad de reaeración de la corriente. Esta capacidad es una función de los procesos de advección y difusión que ocurre dentro del sistema acuático y de las fuentes y sumideros internos de oxígeno. La mayor fuente de oxígeno, además de la reaeración de la atmósfera, es la del oxígeno producido por la fotosíntesis y el oxígeno contenido en el flujo de ingreso. (EPA, 1978)

Las pérdidas incluyen la respiración de algas, la demanda de oxígeno del sedimento, demanda bioquímica de oxígeno carbonácea y la oxidación de amonio y nitrito.

Fuentes y sumideros de oxígeno son:

$$\frac{dOD}{dt} = K_2(O_{sat} - OD) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1DBOC - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1NH_4 - \alpha_6\beta_3NO_2 \quad (5.58)$$

OD Fuente/sumidero	=	$K_2(O_{sat}-OD)$	Reaireación
		$A(\alpha_3\mu-\alpha_4\rho)$	Fotosíntesis y respiración
		$-K_1DBOC$	Demanda DBOC
		$-\frac{K_4}{d}$	Consumo béntico de oxígeno
		$-\alpha_5\beta_1NH_4$	Oxidación de amonio
		$-\alpha_6\beta_2NO_2$	Oxidación de nitrito

Donde:

OD	=	La concentración de oxígeno disuelto (mgOD/L).
O _{sat}	=	La concentración oxígeno disuelto de saturación (mgO/L) Valor calculado. Función de la temperatura del agua.
α_3	=	Producción específica de oxígeno por crecimiento de las

- Algas (mgO/mgA). Valor introducido por el usuario.
- α_4 = Consumo específico de oxígeno por respiración de las algas. (mgO/mgA) Valor introducido por el usuario.
Ver sección de algas
- α_5 = Consumo específico de oxígeno para la oxidación de amonio (NH_4) (mgO/mgN). Valor introducido por el usuario.
Ver sección de algas
- α_6 = Consumo específico de oxígeno para la oxidación de nitritos (NO_2) (mgO/mgN) Valor introducido por el usuario.
Ver sección de algas
- μ = Tasa de crecimiento de las algas. (días^{-1}). Dependiente de la temperatura. Ver sección de algas
- ρ = Tasa de respiración de las algas. (días^{-1}). Dependiente de la temperatura. Ver sección de algas
- A = Concentración de la biomasa de las algas (mgA/L)
- DBOC = Concentración de DBO Carbonácea (mg/L)
- K_1 = Coeficiente de desoxigenación (día^{-1}). Este parámetro establecido por el usuario y además es dependiente de la temperatura. Ver Modelación de la DBOC (subcapítulo 5.3.4.1)
- K_2 = Tasa de reaireación (día^{-1}).
La Aireación es el proceso de intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera a través de la interface aire-agua. En este modelo, la reaireación se simula como un proceso de gradiente de flujo, el producto de una constante de velocidad de la reaireación (K_2) y la diferencia entre la concentración real y saturada de oxígeno disuelto. Este parámetro es fijado por el usuario y dependiente de la temperatura.
- K_4 = Tasa de consumo demanda béntico de oxígeno ($\text{mg m}^2 \text{ día}^{-1}$)
Este parámetro es fijado por el usuario y dependiente de la temperatura.
- β_1 = Tasa de oxidación biológica el amonio: Oxidación de amonio a nitrito (día^{-1}). Ver sección de nitrógeno.
- β_2 = Tasa de oxidación biológica de los nitritos (día^{-1}) ver sección

Nitrógeno
 $d =$ profundidad del canal promedio (m)

5.3.2.5.5.1 Concentración oxígeno disuelto de saturación (O_{sat})

La solubilidad del oxígeno disuelto en el agua decrece con el aumento de la temperatura, con el aumento de la concentración de sólidos disueltos y la disminución de la presión atmosférica. (EPA, 1978)

Existen ecuaciones para calcular la concentración de OD en equilibrio con aire saturado de agua. Los métodos normalizados (2009) presentan una ecuación (5.59) predictiva para el cálculo del oxígeno disuelto de saturación (equilibrio). (American Public Health Association (APHA), 2009).

$$\begin{aligned} \ln(O_{sat}) = & -139.34410 + \left(1.575701 * \frac{10^5}{T}\right) - \left(6.642308 * \frac{10^7}{T^2}\right) \\ & + \left(1.243800 * \frac{10^{10}}{T^3}\right) - \left(8.621949 * \frac{10^{11}}{T^4}\right) \end{aligned} \quad (5.59)$$

Donde:

O_{sat} = concentración de equilibrio de oxígeno a 1 atm (mgO/L).
 T = Temperatura (°K) = °C+273.150 (°C está dentro del rango 0.0 a 40.0)

Cuando no se cuenta con condiciones estándar de presión, el equilibrio de la concentración de oxígeno disuelto es corregido por la ecuación (5.60). (American Public Health Association (APHA), 2009)

$$O_p = O_{sat} * P \left[\frac{\left(1 - \frac{P_{wv}}{P}\right)(1 - \phi P)}{(1 - P_{wv})(1 - \phi)} \right] \quad (5.60)$$

Donde:

- O_p = Concentración de equilibrio a presión no estándar (mgO/L).
 O_{sat} = Concentración de equilibrio de oxígeno a presión estándar de 1 atm (mgO/L).
 P = Presión no estándar (atm).
 P_{wv} = Presión parcial de vapor de agua (water vapor) (atm):

La Presión parcial del vapor del agua (P_{wv}) puede ser calculada a partir de la ecuación (5.61):

$$\ln P_{wv} = 11.8571 - \left(\frac{3840.70}{T} \right) - \frac{216961}{T^2} \quad (5.61)$$

Y para ϕ , donde la temperatura (t) es en °C:

$$\phi = 0.000975 - (1.426 * 10^{15}t) + (6.436 * 10^{-8}t^2) \quad (5.62)$$

5.3.2.5.5.2 Estimación del coeficiente de reaeración atmosférica.

La tasa de reaeración atmosférica (K_2) es generalmente expresado como una función de la velocidad y profundidad de la corriente. A continuación se presenta metodologías, con su respectivo autor, que se pueden emplear para el cálculo de este coeficiente.

Metodología 1

Churchill, Elmore y Buckingham (1962) desarrollaron la siguiente expresión para K_2 a 20°C, usando datos recolectados en campo de corriente de reaeración. (EPA, 1978)

$$K_2(20^\circ\text{C}) = 5.026\bar{u}^{0.969}d^{-1.673} * 2.31 \quad (5.63)$$

Donde:

- \bar{u} = Promedio de la velocidad de la corriente (m/sec).
 d = Promedio de la profundidad de la corriente (m).
 K_2 = Tasa de reaireación (día⁻¹)

Metodología 2

O'Connor y Dobbins (1958) propusieron una ecuación en base a las características de la turbulencia de una corriente. Para corrientes con baja velocidad y condiciones isotrópicas desarrollaron la ecuación (5.64):

$$K_2(20^\circ\text{C}) = \frac{(D_m \bar{u})^{0.5}}{d^{1.50}} \quad (5.64)$$

Para corrientes con alta velocidad y condiciones anisotrópicas, la relación es:

$$K_2(20^\circ\text{C}) = \frac{480 D_m^{0.5} S_o^{0.25}}{d^{1.25}} * 2.31 \quad (5.65)$$

Donde:

- S_o = Pendiente del cauce (m/m).
 d = Profundidad media de la corriente (m).
 \bar{u} = Velocidad media (m/día).
 K_2 = Tasa de reaireación (día⁻¹).

Para el cálculo de D_m , coeficiente de difusión (m²/día), se utiliza la ecuación (5.66):

$$D_m = 1.91 * 10^3 (1.037)^{T-20} \quad (5.66)$$

Metodología 3

Owens et al (1964) obtuvo valores de coeficientes de reaireación para corrientes superficiales y que fluyen rápidamente, en base al monitoreo de seis ríos en

Inglaterra. Combinando sus datos con los de Churchill et al, desarrollaron una ecuación para corrientes con profundidad de 0.12 a 3.35 (m) y velocidades de 0.03 a 1,524 (m/s):

$$K_2(20^\circ\text{C}) = \frac{9.4\bar{u}^{0.67}}{d^{1.85}} * 2.31 \quad (5.67)$$

Donde:

- \bar{u} = Velocidad media (m/s).
- D = Profundidad media (m).
- K_2 = Tasa de reaireación (día⁻¹).

Metodología 4

En base a una investigación de varios ríos en el Valle Tennessee, Thackston y Krenkel (1966) propusieron la ecuación (5.68) :

$$K_2(20^\circ\text{C}) = 10.8(1 + F^{0.5}) \frac{u^*}{d} * 2.31 \quad (5.68)$$

Donde F es el número de Froude, y se lo calcula a partir de la siguiente expresión:

$$F = \frac{u^*}{\sqrt{gd}} \quad (5.69)$$

y u^* es la velocidad de fricción (m/s):

$$u^* = \sqrt{d S_{eg}} = \frac{\bar{u} n \sqrt{g}}{1.49 d^{1.167}} \quad (5.70)$$

Donde:

- d = Profundidad promedio (m).
 g = Aceleración de la gravedad (m/s²).
 Se = Pendiente del gradiente de energía.
 \bar{u} = Velocidad media (m/s).
 n = Coeficiente de Manning.

Metodología 5

Langbien y Durum (1967) desarrollaron una fórmula para el coeficiente de reaeración (K_2) a 20°C:

$$K_2(20^\circ C) = \frac{3.3\bar{u}}{d^{1.33}} * 2.31 \quad (5.71)$$

Donde:

- \bar{u} = Velocidad media (m/s).
 d = Profundidad media (m).

Metodología 6

El método de Tsiwooglou y Wallace (1972) asume que el coeficiente de reaeración en el tramo es proporcional al cambio en la elevación de la superficie del agua e inversamente proporcional al tiempo de flujo. La ecuación es:

$$K_2(20^\circ C) = c \frac{\Delta h}{t_f} \quad (5.72)$$

Donde:

- c = Coeficiente de escape (m⁻¹)
 Δh = Cambio en la elevación de la superficie del agua en el tramo

t_f = tiempo de flujo dentro del tramo (días).
(m).

Asumiendo un flujo uniforme, el cambio en la elevación del agua superficial es:

$$\Delta h = S_e \Delta x \quad (5.73)$$

Donde:

S_e = Pendiente del gradiente de energía (m/m).
 Δx = Longitud del tramo (m).

y el tiempo de paso a través del tramo es:

$$t_f = \frac{\Delta x}{\bar{u}} \quad (5.74)$$

Donde:

\bar{u} = Velocidad media en el tramo (m/s).

Sustituyendo las ecuaciones (5.73) y (5.74) en la ecuación (5.72) se obtiene:

$$K_s(20^\circ\text{C}) = (3600 * 24) c S_e \bar{u} \quad (5.75)$$

Las constantes 3600 y 24 convierten las unidades de la velocidad en m/día. La pendiente puede ser calculada con la ecuación (5.76).

$$S_e = \frac{\bar{u}^2 n^2}{(1.49)^2 d^{4/3}} \quad (5.76)$$

Donde:

d = Profundidad media (m).
 n = Coeficiente de Manning.

El coeficiente de escape de oxígeno (c) es considerado como una variable y determinado empíricamente. TenEch (1978) recomienda los siguientes valores de c , semejantes a los recomendados por Tsvoglou y Neal (1976), para segmentos de corrientes no calibradas.

$$\begin{aligned} c &= 0.177 \text{ (m}^{-1}\text{) para Caudales } 0.42 < Q < 85 \text{ (m}^3\text{/s)} \\ c &= 0.36 \text{ (m}^{-1}\text{) para Caudales } 0.03 < Q < 0.42 \text{ (m}^3\text{/s)} \end{aligned}$$

5.3.2.5.5.3 Tasa de consumo o demanda béntico de oxígeno (K_4)

Los efectos de la profundidad de los sedimentos sobre el consumo de oxígeno han sido estudiados por varios especialistas en el tema. A continuación se presenta 2 metodologías que se puede emplear para el cálculo de K_4 .

Metodología 1

Para lodos de agua de cloaca, Baity (1938) desarrolló la ecuación (5.77) siguiente:

$$K_4 = aD^{0.485} \quad (5.77)$$

Donde:

$$\begin{aligned} D &= \text{Profundidad del sedimento (cm)} \\ A &= \text{Constate empírica. Valor recomendado de 2.7 a } 20^\circ\text{C (EPA, 1978).} \\ K_4 &= \text{Tasa de consumo béntico (mg m}^2\text{día}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

Metodología 2

Lombardo (1972) calculó la demanda béntica de oxígeno como una función de la concentración del oxígeno disuelto:

$$K_4 = a(1 - e^{-1.22OD}) \quad (5.78)$$

Donde:

- OD = Concentración de oxígeno disuelto.
 a = Constante dependiente de la naturaleza del depósito. Rango sugerido de 0.96 a 8.52 (EPA, 1978)

De acuerdo a la información encontrada, concuerdan que el factor que afecta a la demanda béntica de oxígeno es la temperatura. Muchos investigadores quienes incorporan la demanda béntica en sus modelaciones, prefieren estimar la tasa de demanda béntica de oxígeno a una temperatura de referencia (usualmente 20°C) y después realizar una corrección con la ecuación de Arrenius para otras temperaturas. (EPA, 1978)

5.3.2.5.6 *Tabla de constantes de velocidad y parámetros para OD*

En la tabla 5.13 se presentan valores y rangos sugeridos para los parámetros de OD. En el manual del usuario de HEC-RAS se recomienda emplear el valor más bajo del rango para la modelación.

TABLA 5.13: PARÁMETROS PARA FUENTES Y SUMIDEROS PARA OD.

Símbolo	Descripción	Unidades	QUAL2E Rango sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (θ)
α_3	O ₂ para el crecimiento de las algas	mgO mgA ⁻¹	1.4 – 1.8	1.4	No corrección
α_4	O ₂ para la respiración de las algas	mgO mgA ⁻¹	1.6 – 2.3	1.6	No corrección
α_5	O ₂ para la oxidación de amonio	mgO mgN ⁻¹	3.0 – 4.0	3.0	No corrección

TABLA 5.13: CONTUNIACIÓN.

α_6	O ₂ para la oxidación de nitritos	mgO mgN ⁻¹	1.0 – 1.14	1-0	No corrección
K ₂	Tasa de reaireación	Día ⁻¹	0 - 100	0	1.024
K ₄	Demanda béntica de oxígeno	mgO/m ² día	variable	0	1.060

FUENTE: Manual del Usuario HEC-RAS versión 4.0

En las siguientes tablas se puede observar valores de parámetros para OD, encontradas en la literatura:

TABLA 5.14: VALORES DEL COEFICIENTE DE REAIREACIÓN (K₂) A 20°C.

Muestra	Unidad	Schnoor, 1996	Peavy, Rowe y Tchobanoglous, 1985
Ríos lento y profundo	(día ⁻¹)	0.1 – 0.4	0.35 – 0.46
Río de condiciones normales		0.4 – 1.5	0.45 – 0.69
Ríos rápidos y profundos		1.5 – 4.0	0.69 – 1.15
Ríos rápidos pocos profundos		4.0 – 10.0	>1.15

TABLA 5.15: TASA DE CONSUMO BÉNTICO DE OXÍGENO (K₄) A 20°C.

Muestra	Unidad	Thomann y Mueller, 1987	Bowie et al, 1985	Schnoor, 1996	Thomann, 1972
Lodos Municipales (desagüe)	(gO/m ² día)	4	2.0 – 10.0		2.0 – 10.0
Lodos de agua de cloaca Municipal		1.5	1.0 – 2.0		1.0 – 2.0
Fondo arenoso		0.5	0.2 – 1.0		0.2 – 1.0
Suelos minerales		0.07	0.05 – 1.0		0.05 – 0.1
De natural a baja contaminación				0.1 – 10.0	
De moderado a fuerte contaminación				5.0– 10.0	

5.3.3 MODELACIÓN DE CONSTITUYENTES ARBITRARIOS

Los constituyentes arbitrarios son trazadores simples, establecidos por el usuario, son independientes de la temperatura del agua y los nutrientes.

La ecuación diferencial que gobierna los componentes arbitrarios no conservativos es:

$$\text{Constituyente Arbitrario (fuente / sumidero)} = KC$$

Dónde:

C = concentración del componente arbitrario.

K = constante de velocidad (día^{-1})

Tenga en cuenta que el usuario debe introducir explícitamente un signo negativo para esta reacción para simular decaimiento.

Tenga en cuenta que el valor de K se establece en un número negativo, por descomposición de primer orden.

5.4 MANUAL BÁSICO DE USUARIO

En el Anexo 1 se presenta el Manual Básico de Usuario para la Modelación de la Calidad del agua en Ríos con el Programa HEC-RAS versión 4.0.

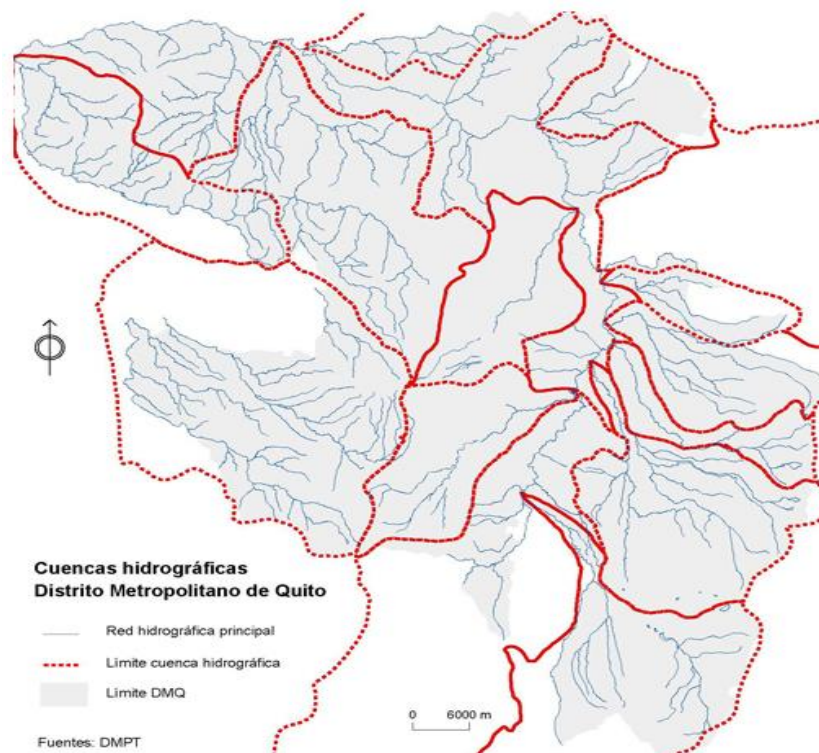
CAPÍTULO 6

APLICACIÓN DE LA HERRAMIENTA DE MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA: HEC-RAS VERSIÓN 4.0 EN UN TRAMO DEL RÍO MACHANGARA

6.1 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA

El Distrito Metropolitano de Quito está conformado por 14 cuencas hidrográficas de los ríos: San Pedro, Pita, Machángara, Pachijal, Intag, Chiche, Guambi, Uravia, Guayllabamba, Monjas, Alambi, Mindo, El Cinto-Saloya y Coyago, como se muestra en la figura 6.1.

FIGURA 6.1: CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO

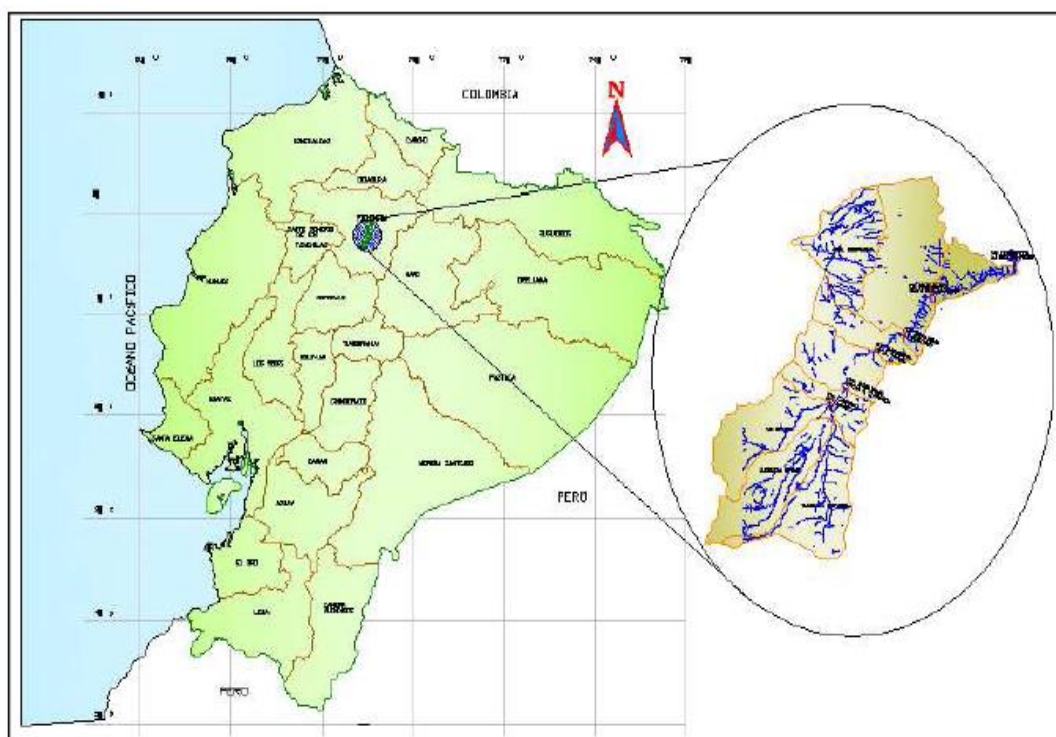


FUENTE: http://sthv.quito.gob.ec/spirales/9_mapas_tematicos/9_1_cartografia_basica/9_1_8_1.html

La cuenca del río Machángara está ubicada al noreste de la Provincia de Pichincha, en el Distrito Metropolitano de Quito y es parte del sistema hidrológico del río Guayllabamba, que a su vez forma parte de la cuenca alta del río Esmeraldas mismo que desemboca en el Océano Pacífico.

El río Machángara es la corriente principal que recorre la ciudad de Quito, se origina en el cerro Atacazo a una altura de 4175 msnm. El área de drenaje proveniente de la ciudad, de las laderas del volcán y de las elevaciones que lo rodean es de 227.4 km², la longitud del cauce es de aproximadamente 37.49 km está formado por cuatro ramales principales: Ortega, Shanshayacu, Río Grande y Caupicho o Machángara, del que toma el nombre al unirse los cuatro ramales, para atravesar áreas densamente pobladas y populares. Es también el cuerpo receptor de las aguas residuales que genera la ciudad, las que se vierten al río sin ningún tratamiento.

FIGURA 6.2: UBICACIÓN DE LA CUENCA DEL RIO MACHANGARA.



FUENTE: Tesis Modelación de crecidas en la cuenca del Río Machángara en la ciudad de Quito, Ing. Alexis Aguilar.

6.1.1 MORFOLOGÍA TIPO DE SUELOS

De acuerdo al estudio de Murray (1998), casi todos los suelos originales de la cuenca hidrográfica del río Machángara son de origen volcánico. En las áreas periféricas localizadas en las escarpas occidentales de las cadenas montañosas de la zona, los suelos dominantes son francos y pseudo arenosos de textura fina (i.e. Dystrandeps).

Estos suelos tienen una retención de humedad extremadamente alta, pero no se consideran adecuados para uso agrícola debido a su localización en áreas muy empinadas. Predominan en estas áreas, los suelos volcánicos negros profundos (> 1 m) con alguna presencia de limo y un contenido de arcilla menor al 30% (p. ej. Plustols, Arglustolls, Pludolls). Se encuentran suelos similares en las zonas de Lloa y Quito Sur.

6.1.2 USO DEL SUELO

Por encontrarse enclavado en las estribaciones de la cordillera de los Andes, exhibe una variada configuración fisiográfica, albergando algunos pisos altitudinales, desde el Pre-montano en la parte más baja, hasta el piso Alpino en la parte más alta.

Consiguientemente, se registra un amplio rango de los valores de temperatura y, precipitación origina una amplia gama de vegetación natural y cultivada. En la parte alta y media predominan las propiedades comunitarias y unitarias, mientras que la parte baja el uso urbano y sus actividades relacionadas caracterizan la zona como de alto desarrollo. En términos generales más del 90 % del área, se encuentra cultivada y/o cubierto de vegetación natural y con porcentajes significativos de cubiertas de bosques, pastos y agricultura.

En el tabla 6.1 se presenta el uso se de suelo actual a lo largo de la cuenca hidrográfica del río Machángara.

TABLA 6.1: USO ACTUAL DE SUELO DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO MACHÁNGARA.

SUBCUENCA	ÁREA	USO NATURAL (%)					
	Km ²	Zona Urbana	Bosque Recreativo	Bosque Protegido	Área Erosionada	Páramo	Vegetación Arbustiva
Q. Caupicho	30.7	92.3	3.1	3.6	0.5	0.4	
Q. Ortega	30.0	56.9	1.2	34.9	0.5	4.8	1.8
Río Grande	29.8	35.9	5.3	58.8			
Q. Caupicho A.J. Río Grande	0.64	100					
Río Machángara desde Río Grande hasta El Recreo	11.1	80.4	7.0	12.0			
Río Machángara desde El Recreo hasta el Trébol	20.9	66.3	7.0	26.7			
Río Machángara desde El Trébol hasta Q. Cuscungo	14.7	67.1	6.7	25.6			
Q. Rumipamba	29.3	20.2	2,8	77.0			
Río Machángara desde Q. Rumipamba hasta Q. El Batán	47.2	81.4	9.2	9.6			
Río Machángara desde Q. El Batán A.J. Río San Pedro	12.6	51.2	15.0	23.5	7.4		2.3

FUENTE: Plan General del Desarrollo Territorial DMQ (2006), Ing. Alexis Aguilar.

En la tabla 6.1 se puede observar un gran porcentaje de área que corresponde a la zona urbana a lo largo y ancho de la cuenca hidrográfica del río Machángara. Aproximadamente el 75% de las aguas residuales de esta zona urbana, son vertidas al río Machángara sin ningún tratamiento previo, además de basura y escombros, por lo que es uno de los ríos más contaminados. (MDMQ, FLACSO , 2011)

6.1.3 INFORMACIÓN CLIMATOLÓGICA

La información climatológica recopilada fue obtenida de los Anuarios Meteorológicos del Instituto Nacional de Hidrología y Meteorología (INAMHI), de 4 años (2003-2006).

Se consideró las estaciones meteorológicas más cercanas al río Machángara, las cuales se presentan en la tabla 6.2. Esta tabla constan de: coordenadas, altitud, código e institución.

TABLA 6.2: ESTACIONES METEORÓLOGICAS.

ESTACIÓN	Coordenadas		Altitud	Código	Institución
	Este	Norte	m.s.n.m.		
La Tola	791269	9974612	2480	M0002	INAMHI
Quito-INAMHI IÑAQUITO	780131	9981560	2789	M0024	INAMHI
La Chorrera	774376	9977688	3165	M0335	INAMHI

FUENTE: INAMHI

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

A continuación se hace una breve descripción de las principales variables climáticas.

- Precipitación

La distribución de la precipitación sobre la cuenca del río Machángara no es uniforme y tiene una variación descendente de Sur a Norte. El promedio anual en el extremo Sur de la cuenca alcanza aproximadamente los 1400 mm, en el centro es de 1200 mm y en el extremo Norte de 970mm. La precipitación media total sobre toda la cuenca se estima en 1260 mm por años. En la tabla 6.3 se puede observar la precipitación anual total en el área de estudio, de acuerdo a las estaciones meteorológicas.

TABLA 6.3: VALORES DE PRECIPITACIÓN ANUAL TOTAL (mm).

ESTACIÓN	Precipitación anual total (mm)			
	2003	2004	2005	2006
La Tola	758.2	799.5	656.3	1012.6
Quito-INAMHI IÑAQUITO	996.6	870.7	881.8	1150.4
La Chorrera	1348.4	1187.9	1210.1	1897.2

FUENTE: INAMHI

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

- Humedad Relativa

La humedad relativa media mensual en la cuenca varía entre 75% y 82%, los valores más bajos se registran en el periodo de verano en los meses de junio y septiembre.

- Temperatura

La variación de temperatura media durante el año varía aproximadamente entre 11 ° C y 14 ° C, sin embargo la diferencia de temperatura entre máximos y mínimos absolutos puede alcanzar hasta los 22°C y a veces más.

- Velocidad del viento

La velocidad del viento oscila entre 1m/s y 4 m/s, los valores máximos se dan en época de verano. La dirección del viento predominante no se puede generalizar en toda la cuenca hidrográfica, dada la influencia de las edificaciones cercanas a las estaciones. Cada estación tiene su propio patrón.

- Evaporación

La evaporación media en el Tanque Clase A, es circular, tiene un diámetro de 121 cm y una profundidad de 25.5 cm, oscila alrededor de los 1100mm por año. Los valore mensuales máximos se dan en los períodos secos.

6.1.4 DESCRIPCIÓN DEL TRAMO DE ESTUDIO

Para la modelación de la Calidad del Agua se ha considerado el tramo comprendido entre el sector del Recreo y el Trébol, su área es de aproximadamente 21 km², un perímetro de 19.9 km y la longitud de cauce principal es de 5.1 km. La subcuenca el Recreo - Trébol incluye barrios como la Villaflora, Luluncoto, Chimbacalle, Pio XII; su pendiente media es de 28.8% (Aguilar, 2010). Esta zona se encuentra dentro del anillo urbano de la ciudad de Quito.

La dirección del flujo se encuentra de sur a norte, desde el sector de El Recreo hasta el sector de El Trébol. Por lo que se consideró como la zona de aguas arriba al Recreo y zona de aguas abajo al Trébol. En la tabla 6.4 se encuentran las coordenadas del punto inicial y final del tramo.

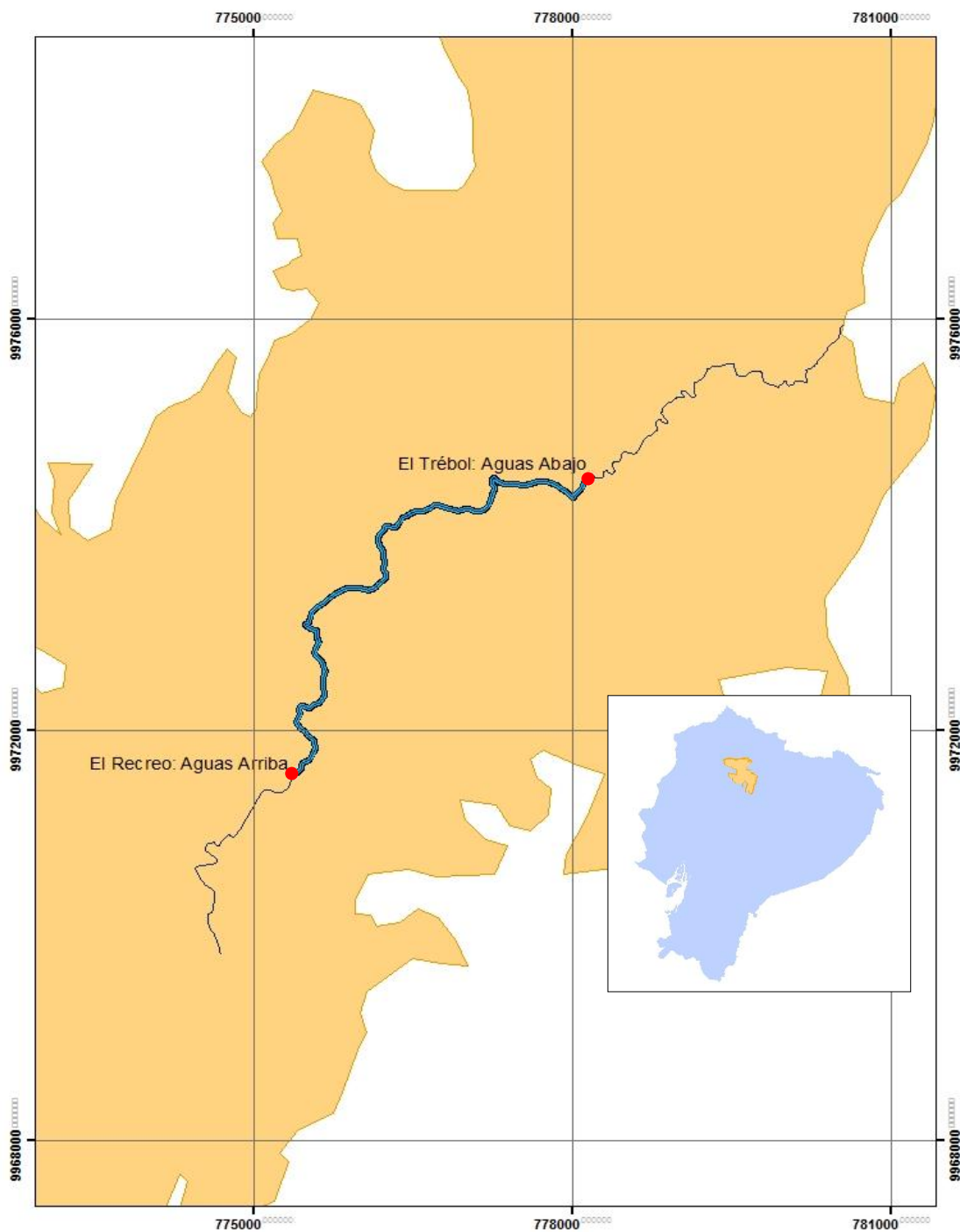
TABLA 6.4: UBICACIÓN DEL TRAMO EL RECREO-TREBOL.

SECTOR	COORDENADAS*		COTA m.s.n.m.	OBSERVACIÓN
	ESTE	NORTE		
El Recreo	775367.78	9971547.91	2788	Zona Aguas Arriba
El Trébol	778170.19	9974452.13	2698	Zona Aguas Abajo

*El sistema de coordenadas es UTM, Datum WGS84 zona 17 sur.

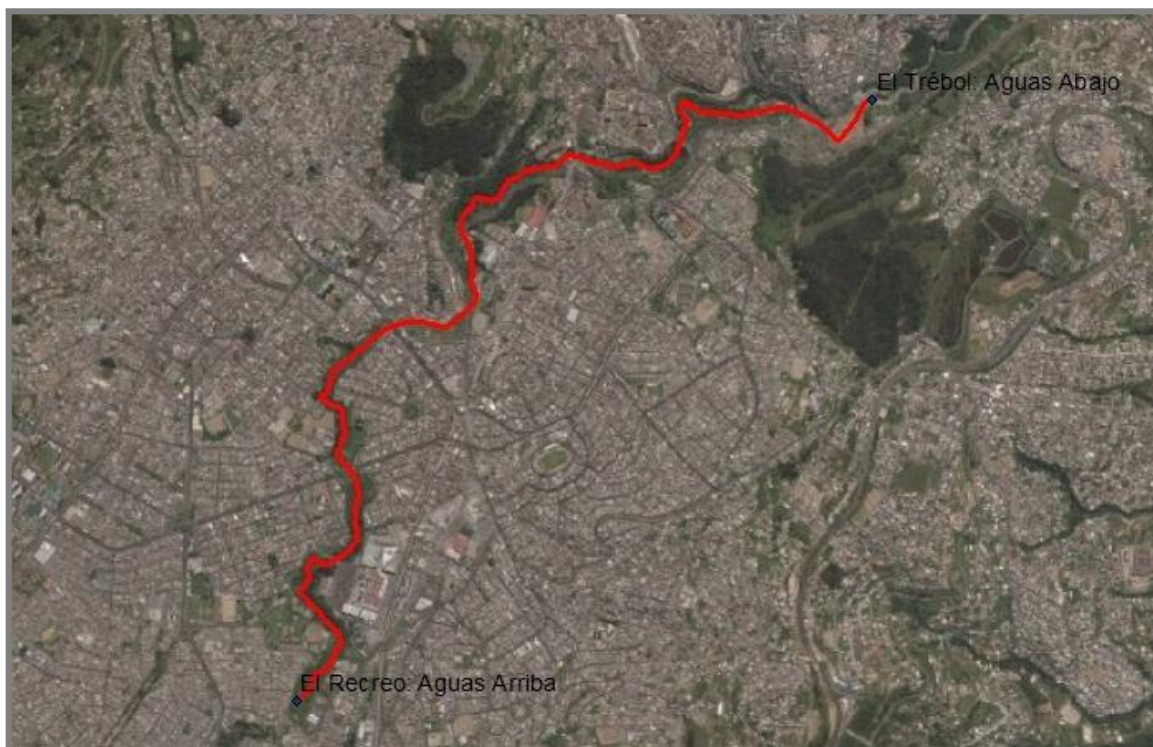
FUENTE: Carta digital

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

FIGURA 6.3: MAPA DEL TRAMO EL RECREO - EL TRÉBOL.

FUENTE: ArcMap® versión 10.1

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

FOTOGRAFÍA 6.1: TRAMO EL RECREO-TREBOL.

FUENTE: ArcMap® versión 10.1

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

Las siguientes fotografías indican las características del tramo El Recreo-El Trébol.

FOTOGRAFÍA 6.2: ZONA AGUAS ARRIBA DEL RÍO MACHÁNGARA EN EL SECTOR EL RECREO.

FUENTE: Marco Guano y Viviana Velasteguí

FOTOGRAFÍA 6.3: RÍO MACHÁNGARA

FUENTE: Marco Guano y Viviana Velasteguí

FOTOGRAFÍA 6.4: RÍO MACHÁNGARA EN EL SECTOR DE LA RECOLETA.

FUENTE: Marco Guano y Viviana Velasteguí

FOTOGRAFÍA 6.5: ZONA AGUAS ABAJO DEL RÍO MACHNÁNGARA EN EL SECTOR EL TRÉBOL.



FUENTE: Marco Guano y Viviana Velasteguí

6.2 MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

6.2.1 DATOS PARA EL MODELO HEC-RAS VERSIÓN 4.0

Canale et al (1995) consideran que un modelo ha sido validado cuando las respuestas de las simulaciones reproducen con precisión los datos de campo. Por lo que la recopilación de datos del sistema resulta fundamental ya que todos los resultados producidos por el modelo están basados en los datos de entrada de las fronteras.

6.2.1.1 Datos Geométricos e Hidrodinámicos

Aguilar (2010) nos permitió disponer del modelo hidrodinámico, calibrado y verificado, que realizó en su proyecto “Modelación Hidrológica de crecidas en la Cuenca del Río Machángara en la Ciudad de Quito”.

En el modelo hidrodinámico, realizado en el trabajo anteriormente mencionado, para determinar el caudal se utilizó la información obtenida de los aforos del río Machángara en la zona de la Estación del C.C. El Recreo (octubre 1994 – mayo 2008), El Trébol (mayo 2004 – agosto 2007) y Monjas Orquídeas (octubre 1994 – agosto 2007). Comprende además de 80 secciones transversales y de 7 obras civiles en el tramo modelado, seis túneles y 1 puente.

6.2.1.2 Datos Meteorológicos

La información climatológica recopilada fue obtenida de los Anuarios Meteorológicos del Instituto Nacional de Hidrología y Meteorología (INAMHI) de la estación Quito-INAMHI IÑAQUITO, de 4 años (2003-2006).

TABLA 6.5: ESTACIÓN METEOROLÓGICA

ESTACIÓN	Coordenadas		Altitud	Código	Institución
	Este	Norte	m.s.n.m.		
Quito-INAMHI IÑAQUITO	780131	9981560	2789	M0024	INAMHI

FUENTE: INAMHI

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

Esta estación es la más cercana al tramo de estudio del Río Machángara y la que posee datos suficientes para la modelación. Los parámetros meteorológicos requeridos por el modelo son: presión atmosférica, temperatura del aire, humedad, radiación, nubosidad y velocidad del viento.

Casi todos los parámetros fueron encontrados en los Anuarios Meteorológicos del Instituto Nacional de Hidrología y Meteorología (INAMHI), exceptuando la radiación.

Este parámetro se obtuvo a partir de las mediciones realizadas por el Laboratorio de Energías Alternativas y Eficiencia Energética de la Escuela Politécnica Nacional.

Los datos de radiación fueron conseguidos en la página web <http://leae.epn.edu.ec/PaginaInicialCIM.aspx>.

6.2.1.3 Datos de Calidad de Agua

Las herramientas y posibilidades del módulo de calidad del agua del programa HEC-RAS no han podido ser aprovechadas en su totalidad debido a la falta de información continua y simultánea de los parámetros de calidad del agua. No fue posible modelar todos los parámetros disponibles en la herramienta de modelación de la calidad del agua del programa. La modelación de la calidad del agua del presente ejemplo de aplicación se enfocó en los parámetros de Temperatura, Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea.

Los datos de calidad de agua de las estaciones La Fosforera y El Sena utilizados en este análisis, fueron obtenidos del documento “Calidad de agua de los ríos del DMQ, PGA/PSA-EMAAPQ”.

Como datos de entrada para el modelo, se emplearon los valores mensuales del 2003 y 2004 de la estación La Fosforera (aguas arriba) Ver Anexo 2.

Para cada parámetro, el modelo determinó su concentración a medida que éste fue avanzando en espacio a través del río. Los resultados calculados por el modelo al final del tramo de estudio se comparan con los valores medidos en la estación El Sena (aguas abajo).

Los coeficientes de cada parámetro fueron estimados en base a la metodología presentada en la sección 5.3.1 y 5.3.2. Debido a que no se disponía de información medida en campo o laboratorio de todos los coeficientes requeridos por el modelo, se utilizaron los rangos sugeridos en el programa y en la literatura, ajustando a través de estos valores, los valores resultado de la modelación numérica.

6.2.2 PROCESO DE MODELACIÓN

6.2.2.1 Desarrollo del Modelo Hidráulico

Para el ejemplo de aplicación de la herramienta de calidad de agua del programa computacional HEC-RAS, se utilizó el modelo geométrico del Tramo El Recreo-El Trébol desarrollado por el Ing. Alexis Aguilar en la tesis “Modelación Hidrológica de crecidas en la Cuenca del Río Machángara en la ciudad de Quito”

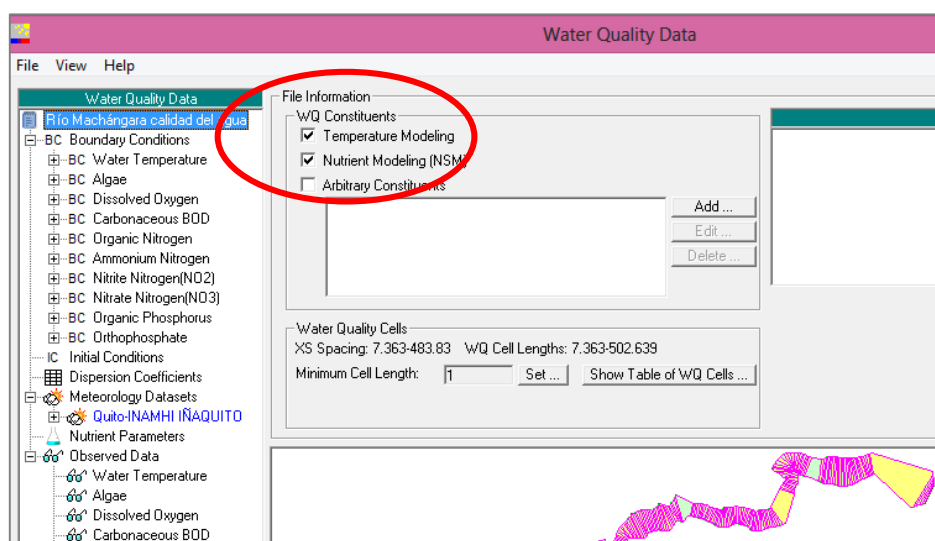
Se simuló en flujo permanente, con un valor de caudal representativo de $0.6 \text{ m}^3/\text{s}$ para la calibración y validación del modelo.

Se simuló en régimen subcrítico y se introdujo condición de borde aguas abajo del tramo analizado, esta condición de borde es la profundidad normal (Normal Depth) con el valor de la pendiente de 0.02

6.2.2.2 Desarrollo del Modelo de Calidad del Agua

Una vez que se ha creado el modelo hidráulico, se procedió a construir el modelo de calidad del agua, para esto se introdujo los datos requeridos por el programa. Se creó un proyecto nuevo para realizar la modelación de nutrientes y temperatura.

FIGURA 6.4: PANEL DE SELECCIÓN DE COMPONENTES A MODELAR.



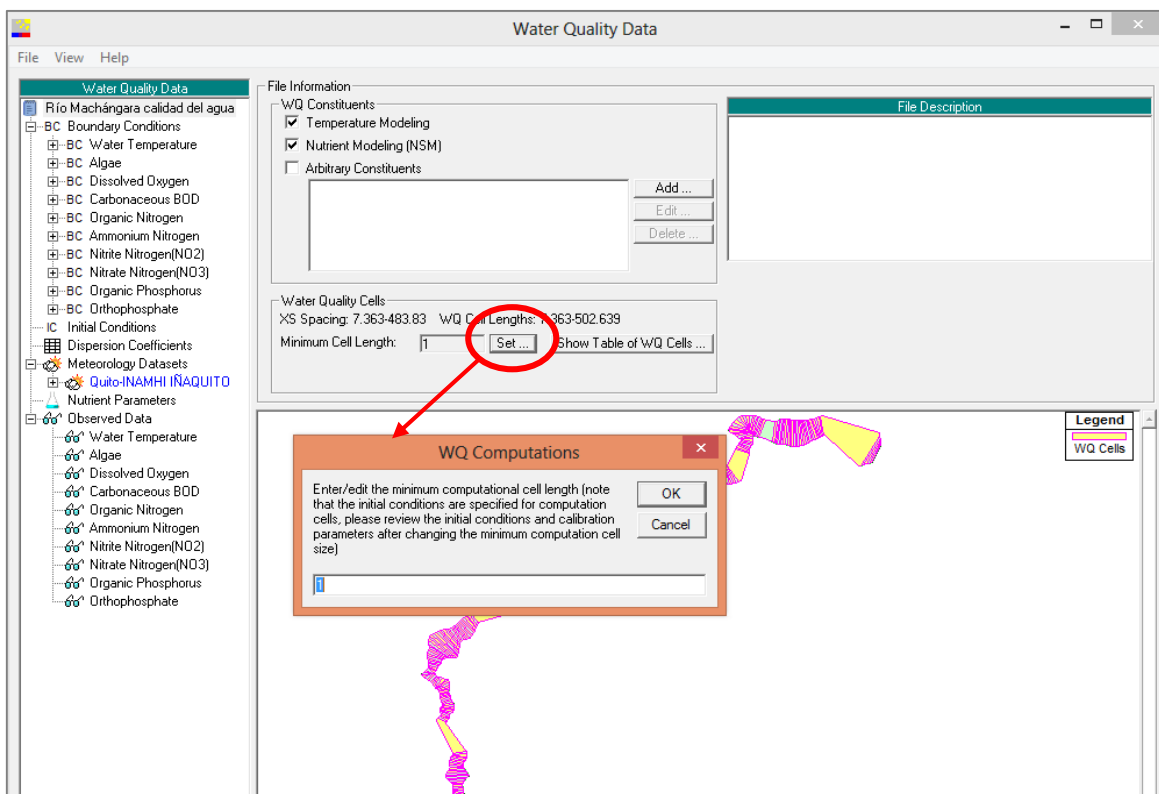
Fuente: HEC-RAS versión 4.0

Posteriormente, se estableció la longitud de las células de calidad del agua. Las células de calidad del agua se establecen inicialmente entre las secciones transversales.

Estas células indican la variación que pueden presentar los componentes de la calidad del agua de sección transversal en sección transversal. Para este ejemplo se utilizó un tamaño de célula de calidad del agua de 200. Los valores resultantes arrojados por el modelo no variaron al emplear un tamaño mayor o menor a 200, la única diferencia fue el tiempo de modelación.

Al emplear un tamaño de célula más pequeña el programa tarda más tiempo en simular el modelo en contraste con un tamaño de célula mayor.

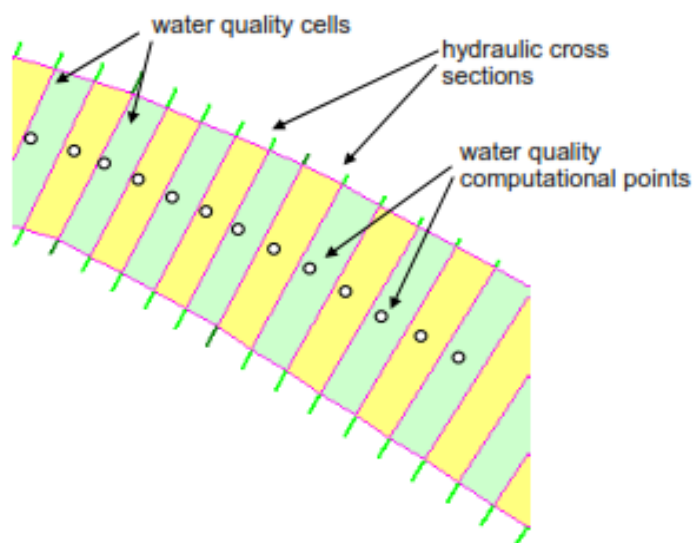
FIGURA 6.5: INTRODUCCIÓN DE LA LONGITUD DE LA CÉLULA DE CALIDAD DEL AGUA.



Fuente: HEC-RAS versión 4.0

Los puntos de cálculo de calidad del agua, realizados por el programa, se encuentran exactamente en el centro, entre pares de la sección transversal como se puede observar en la figura 6.6.

FIGURA 6.6: CONFIGURACIÓN PREDETERMINADA DE LA CÉLULA DE CALIDAD DEL AGUA.



Fuente: Manual del Usuario HEC-RAS versión 4.0

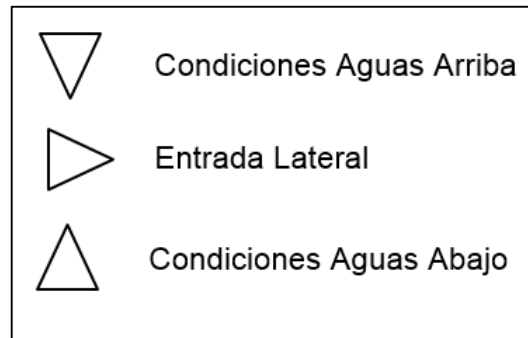
6.2.2.2.1 Introducción de los Datos de Calidad

Una vez ingresada la longitud mínima de la célula de calidad del agua (este valor varía de acuerdo a las características del tramo de estudio, presencia de descargas, estructuras civiles, etc.), se introdujo las condiciones de contorno para la temperatura y calidad del agua.

Los valores de los parámetros a modelar introducidos poseen series de tiempo (Ver Anexo 2) y en este caso se considera únicamente la ubicación de condiciones de contorno aguas arriba, ya que no se tiene información de las entradas laterales. Las ubicaciones de las condiciones de contorno requeridos se determinan a partir de los resultados del modelo hidráulico. Además se enuncian las ubicaciones de

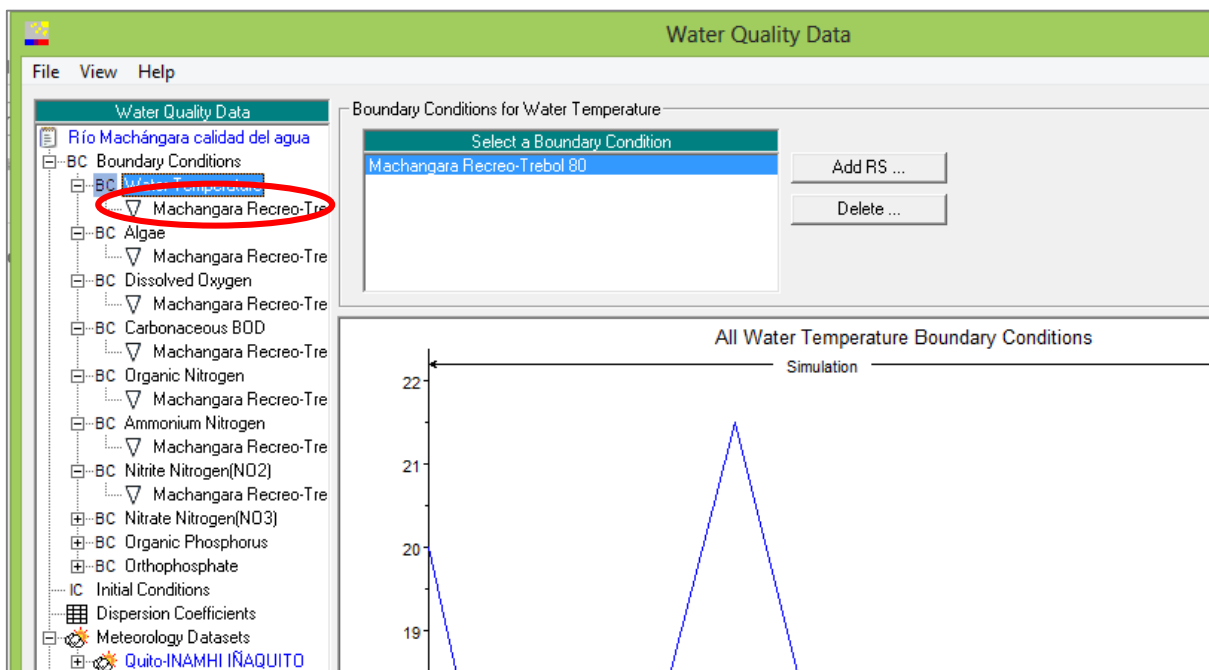
las condiciones de contorno necesarias con iconos específicos que se indican a continuación:

FIGURA 6.7: ICONOS ESPECÍFICOS PARA LA UBICACIÓN DE LAS CONDICIONES DE CONTORNO.



Fuente: Manual de Usuario HEC-RAS versión 4.0

FIGURA 6.8: UBICACIÓN DE LAS CONDICIONES DE CONTORNO EN LA VENTANA DE ANÁLISIS DE CALIDAD DE AGUA.



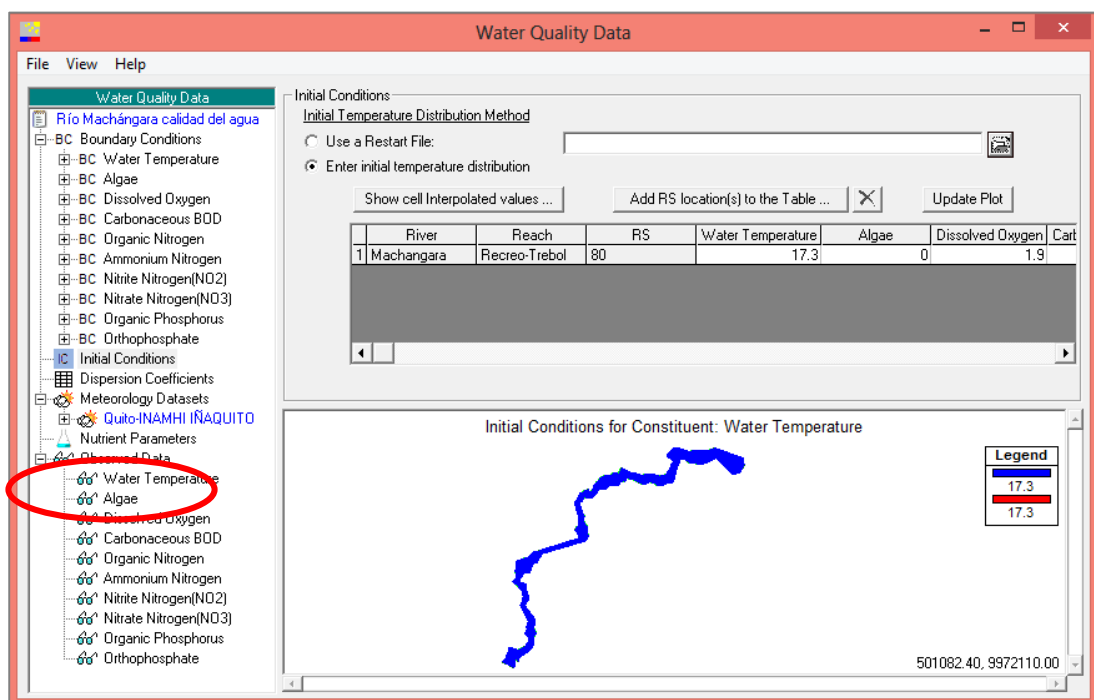
Fuente: HEC-RAS versión 4.0

La ventana de introducción de datos permite al usuario introducir datos de hasta cuatro fuentes. Estas son: Tabla de datos introducida directamente en HEC-RAS, Archivo DSS (DSS es un formato de archivo que se utiliza para almacenar datos de series de tiempo por ejemplo, la precipitación y la descarga a través del tiempo y otros tipos de datos, como hidrogramas unitarios, curvas de elevación de la zona, y las curvas de elevación de la descarga), Hoja de cálculo Excel® y un Valor constante.

En este ejemplo, se empleó hojas de Excel® para la introducción de los datos para la modelación. Si bien se enfatizó la modelación solo de Temperatura, OD y DBOC, la información de otros parámetros como nitratos (NO₃), fósforo inorgánico (PO₄) y nitrógeno amoniacal (NH₃) también fueron ingresados, ya que el programa requiere la serie de tiempo de todos los parámetros para continuar la simulación. (Anexo 2)

A continuación se introdujo las condiciones iniciales. Se encuentra en la barra de navegación como se observa en la figura 6.9.

FIGURA 6.9: INTRODUCCIÓN DE CONDICIONES INICIALES.

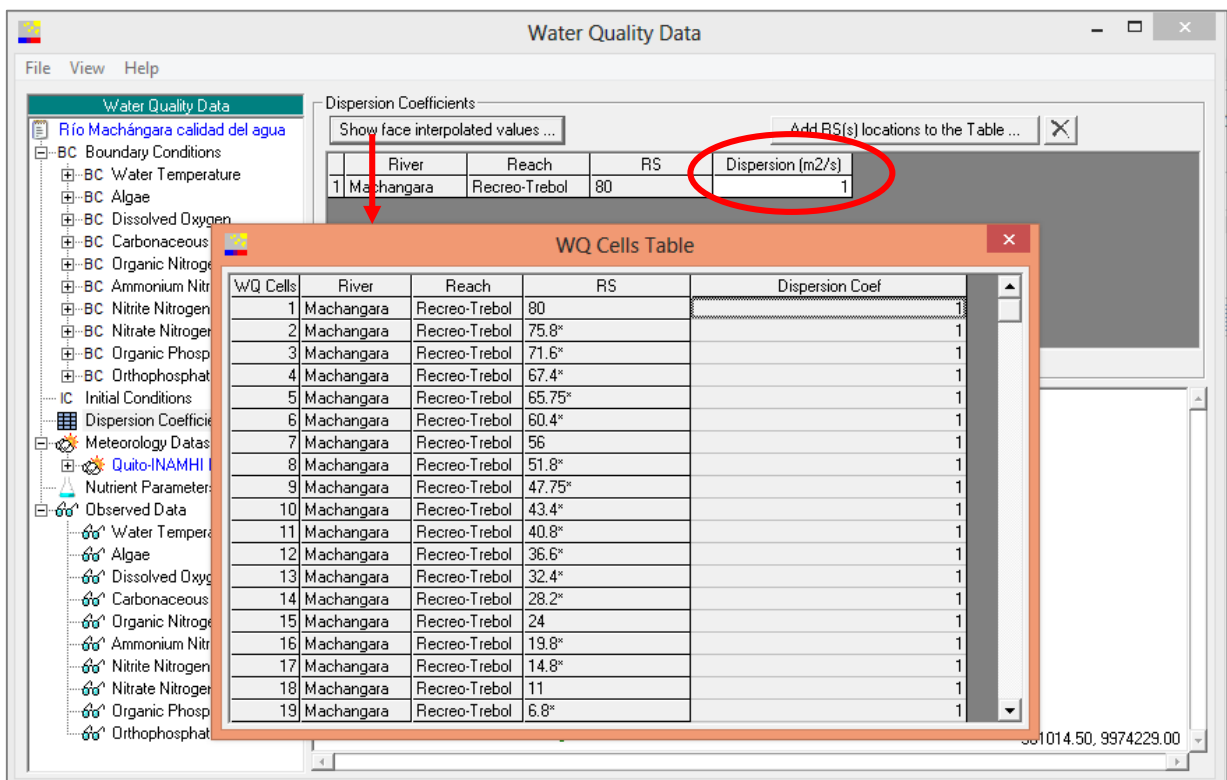


Fuente: HEC-RAS versión 4.0

Contiguo a las condiciones iniciales en la barra de navegación, se encuentra la opción coeficiente de dispersión.

Se utilizó en el ejemplo un valor de $1 \text{ m}^2/\text{s}$ para el Coeficiente de Dispersión, con el que se trabajó en todo el río.

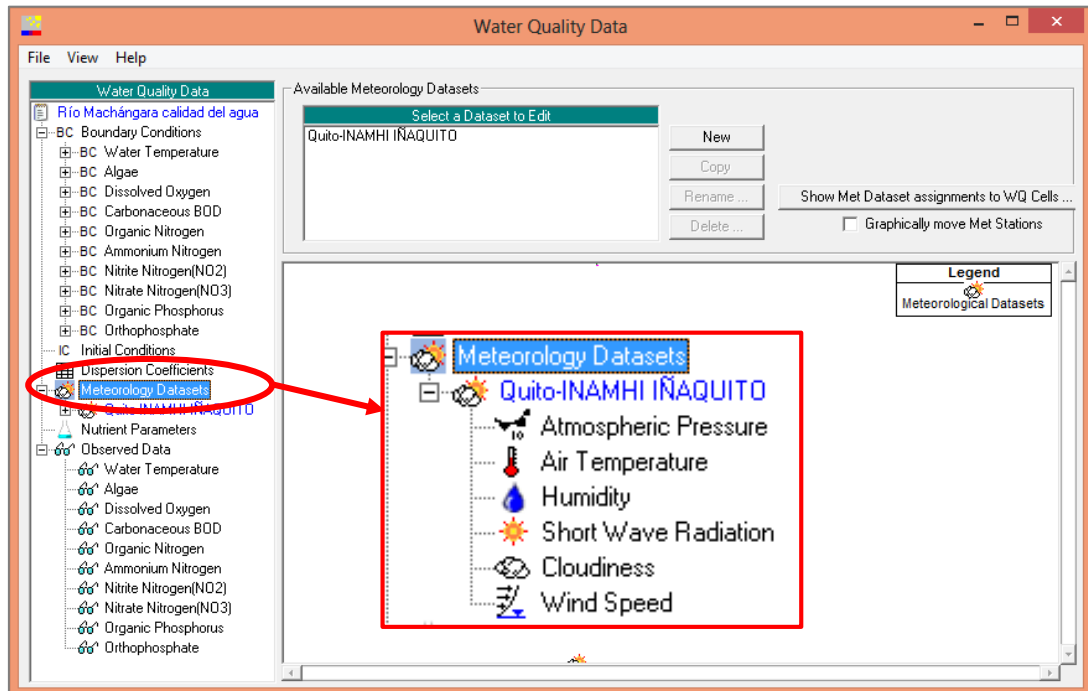
FIGURA 6.10: INTRODUCCIÓN DEL COEFICIENTE DE DISPERSIÓN.



Fuente: HEC-RAS versión 4.0

6.2.2.2.2 Introducción de los Datos Meteorológicos

FIGURA 6.11: ORGANIZACIÓN DEL CONJUNTO DE DATOS METEOROLÓGICOS.

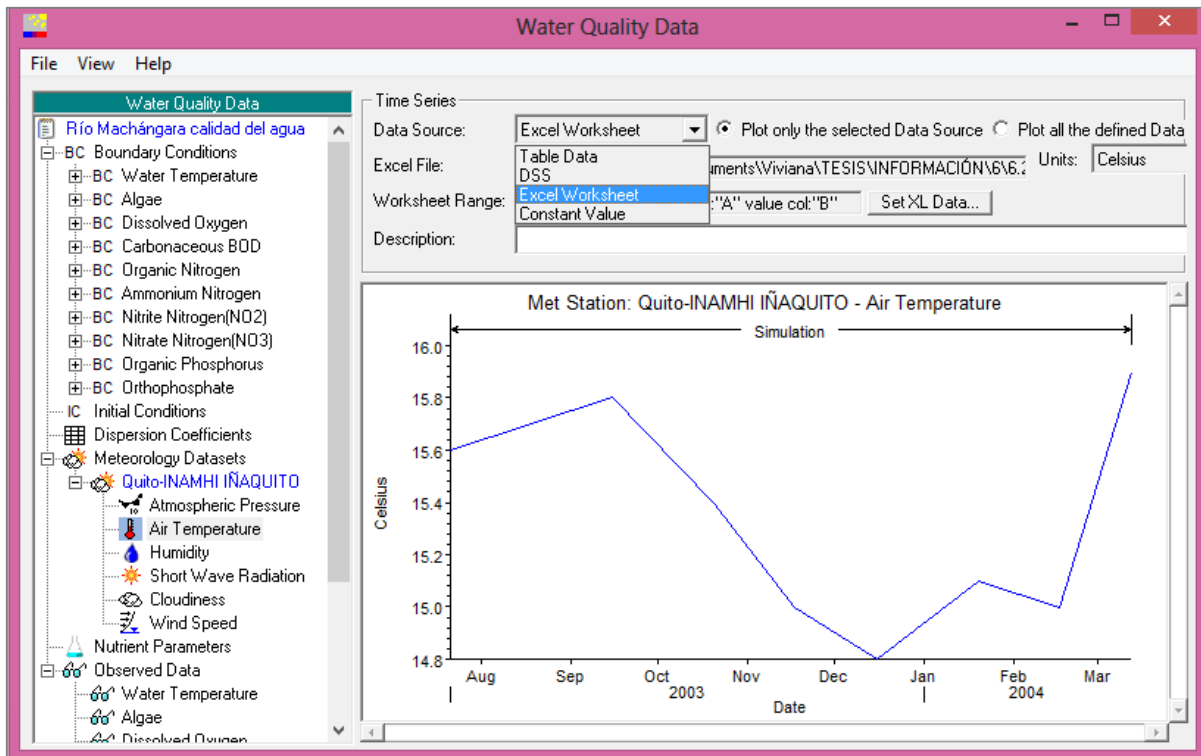


Fuente: HEC-RAS versión 4.0

De la misma forma que se introduce los datos de calidad, se introducen los datos meteorológicos; como Tabla de datos introducida directamente en HEC-RAS, Archivo DSS, Hoja de cálculo Excel® o un Valor constante (Ver figura 6.12).

Cada conjunto de datos meteorológicos debe contener información sobre el clima, incluyendo: la presión atmosférica; Temperatura del aire; humedad (presión de vapor, la humedad relativa, termómetro húmedo o punto de rocío); radiación solar, la velocidad del viento y la nubosidad, cada uno con su respectiva serie temporal que coincida con la serie temporal de los datos introducidos en la parte de temperatura y nutrientes. Adicionalmente es requerida la Elevación de Referencia de la Estación Meteorológica de donde se obtiene los datos. La estación Quito-INAMHI IÑAQUITO, utilizada en este ejemplo, tiene una elevación de referencia de 2789 (m), Los datos meteorológicos empleados se encuentran en el Anexo 2.

FIGURA 6.12: INTRODUCCIÓN DE DATOS METEOROLÓGICOS.



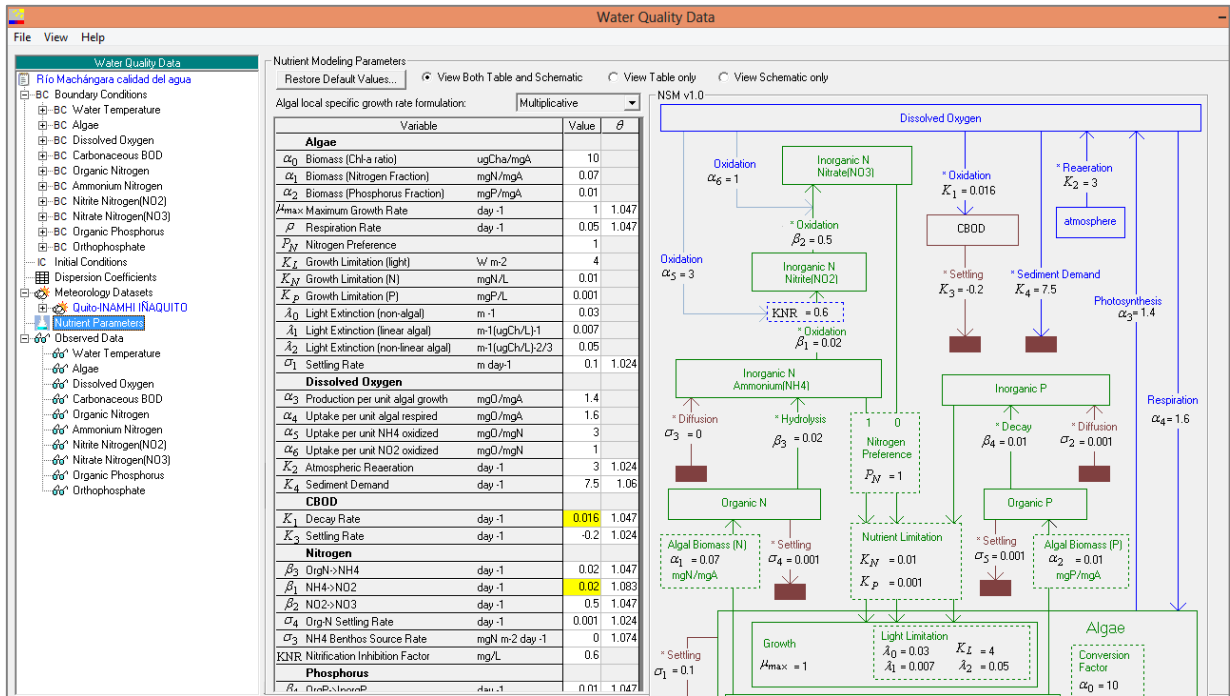
Fuente: HEC-RAS versión 4.0

6.2.2.2.3 *Parámetros de Nutrientes*

Las constantes de velocidad, así como otras variables relacionadas, son establecidas en la subventana de parámetros de nutrientes, a la que se accede mediante la barra de navegación en la ventana datos de la Calidad del Agua, como se muestra en la figura 6.13.

Los parámetros de nutrientes aplicados en el ejemplo se encuentran en la tabla 6.6.

FIGURA 6.13: INTRODUCCIÓN DE PARÁMETROS DE NUTRIENTES.



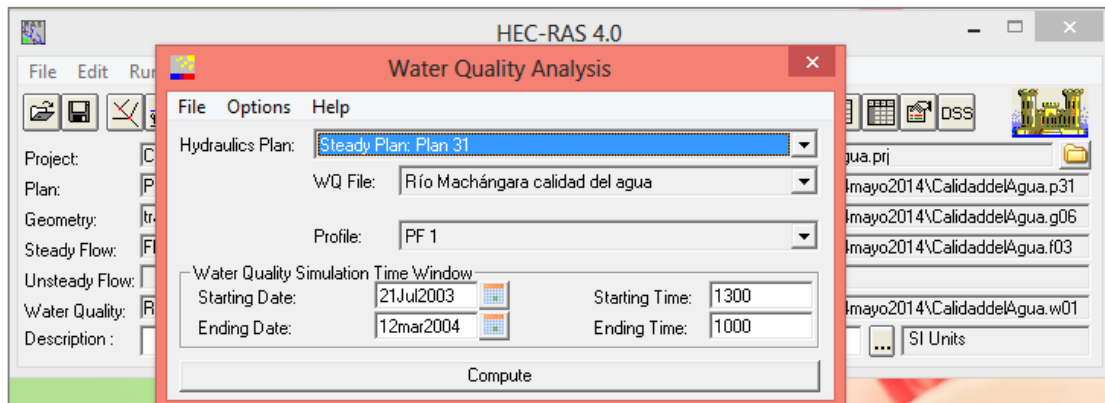
Fuente: HEC-RAS versión 4.0

Cada uno de los valores tiene un rango sugerido. Estos valores se presentan descritos más ampliamente en la sección 5.3.2 de este trabajo.

6.2.2.2.4 Ejecutar la Simulación

Una vez que se introdujeron toda la información requerida por el programa se procedió a simular. En la ventana Water Quality Analysis (figura 6.14). Se colocó el Plan Hidráulico, descrito en párrafos anteriores, el proyecto de calidad de agua que se creó y el tiempo de simulación. Siendo la fecha de inicio de simulación el 21 de julio de 2003 desde las 13h00 y la fecha final de simulación el 12 de marzo de 2004 a las 10h00.

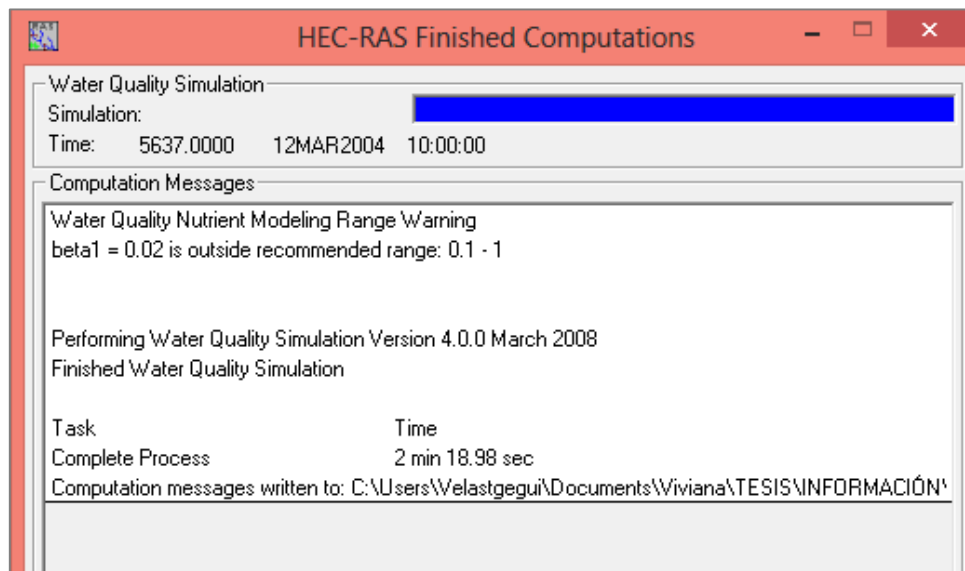
FIGURA 6.14: VENTANA DE ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AGUA.



Fuente: HEC-RAS versión 4.0

Si la calidad del agua fue simulada y no presenta ningún error, un mensaje se presentado con el total de tiempo empleado en la simulación, como él se indica en la figura 6.15. Este mensaje corresponde al obtenido en el ejemplo de aplicación.

FIGURA 6.15: MENSAJE DE FINALIZACIÓN CON ÉXITO LA SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.



Fuente: HEC-RAS versión 4.0

6.2.2.3 Calibración

La calibración del modelo se realizó a través de un proceso de ajuste de los parámetros, con simulaciones bajo condiciones de flujo permanente.

Una vez desarrollada la configuración del modelo se inició el proceso de calibración, el cual depende de la modelación hidrodinámica. Se verificó la respuesta del modelo de acuerdo con los datos de nutrientes de la estación El Sena.

Puesto que se le dio mayor énfasis a la modelación de la Temperatura, Oxígeno Disuelto y DBOC, la identificación de los parámetros se llevó a cabo manualmente, por prueba y error.

De esta manera se lograron identificar los parámetros de calibración que inciden en forma significativa en los parámetros simulados, determinando si un parámetro es o no relevante en su modelación.

En principio se fijaron 5 parámetros de calibración del modelo de calidad del agua teniendo en cuenta los parámetros en las respuestas del modelo (Ver tabla 6.6).

TABLA 6.6: VALORES INICIALES DE LOS PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA.

Símbolo	Descripción	Unidad	Valor
K ₁	Coeficiente de Desoxigenación	día ⁻¹	0.016
K ₂	Coeficiente de oxigenación o reaireación.	día ⁻¹	3
K ₃	Tasa de pérdida de DBOC por sedimentos	día ⁻¹	0

TABLA 6.6: CONTINUACIÓN.

K ₄	Consumo Béntico de oxígeno	mg m ² día ⁻¹	3.6
Radiación	Radiación Solar	W/m ²	1000

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

Para los restantes parámetros de calibración del Modelo se colocaron los valores que asigna por defecto el modelo HEC-RAS; estos parámetros se dejaron constantes en todo el Río.

El Coeficiente de Desoxigenación (K₁) y el coeficiente de oxigenación o reaireación (K₂) se calcularon mediante metodologías que se describen en el Anexo 3.

Con los valores de la tabla 6.6 se hicieron las corridas del modelo para la calibración. El proceso como se describió en la metodología (Subcapítulo 4.2) consistió en realizar múltiples corridas del modelo hasta alcanzar el mejor ajuste posible. Para evaluar el ajuste del modelo se usó la comparación gráfica de los datos de campo medidos en la Estación El Sena (aguas abajo) con las respuestas del modelo en las estación La Fosforera (aguas arriba).

Inicialmente se ajustó la temperatura, modificando el valor de la tasa de radiación Solar. Después de haber ajustado la temperatura se continuó con el ajuste de la DBOC y OD. Para calibrar estos parámetros se modificó el coeficiente de oxigenación o reaireación (K₂), la tasa de pérdida de DBOC por sedimentos (K₃), el consumo Béntico de oxígeno (K₄) y la radiación.

En la tabla 6.7 se presentan los valores de los parámetros de calibración obtenidos a partir de las 16 corridas realizadas durante el proceso de calibración.

TABLA 6.7: PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN AJUSTADOS PARA LA SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA TRAMO EL RECREO – EL TREBOL.

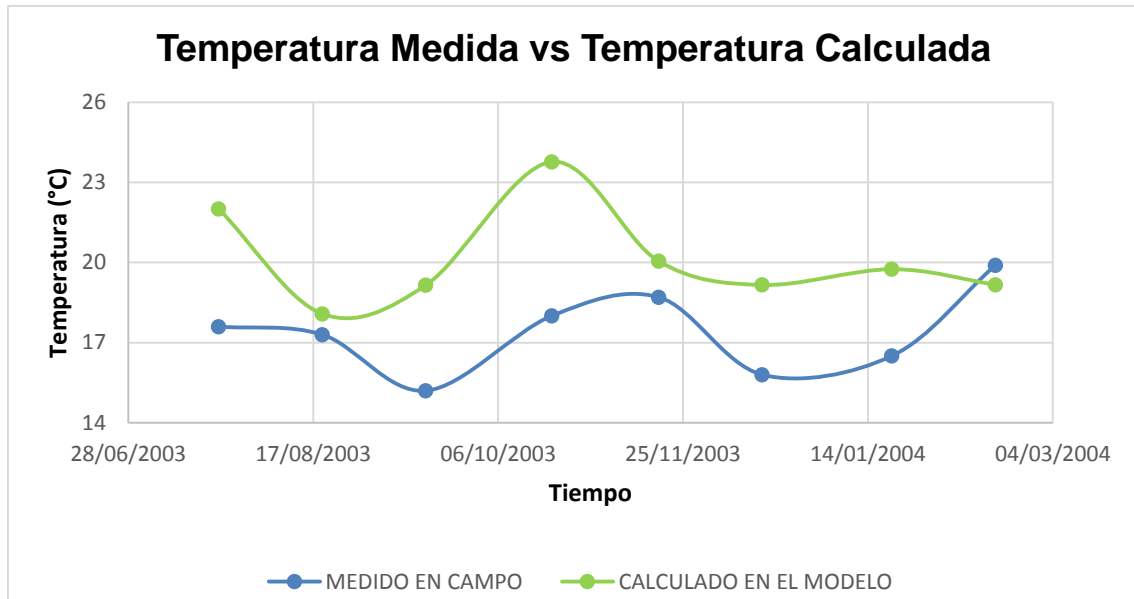
Símbolo	Descripción	Unidad	Valor
K ₁	Coeficiente de Desoxigenación	día ⁻¹	0.016
K ₂	Coeficiente de oxigenación o reaeración.	día ⁻¹	6.5
K ₃	Tasa de pérdida de DBOC por sedimentos	día ⁻¹	-0.36
K ₄	Consumo Béntico de oxígeno	mg m ² día ⁻¹	7.5
Radiación	Radiación Solar	W/m ²	300

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

6.2.2.3.1 Resultados de la calibración del modelo de calidad del agua del Río Machángara

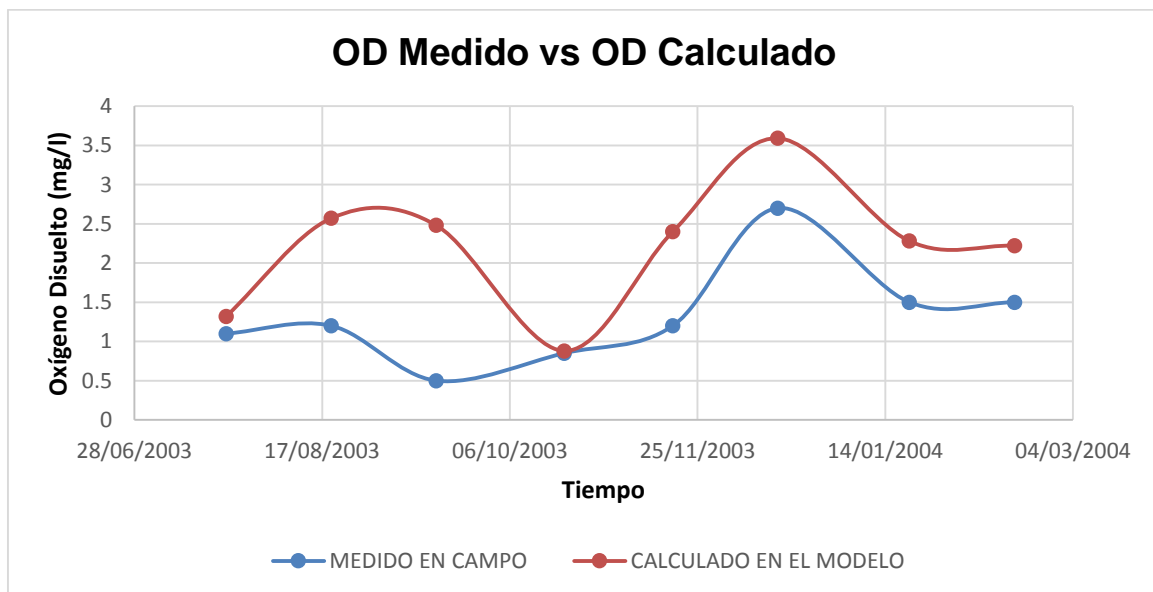
En las gráficas 6.1 a la 6.3 se presentan las comparaciones entre los valores estimados en campo y los valores calculados por el modelo para las variables de (OD, DBOC y Temperatura). Cada gráfica representa la calibración del modelo en la Estación El Sena (aguas abajo).

GRÁFICA 6.1: CALIBRACIÓN DE TEMPERATURA DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.



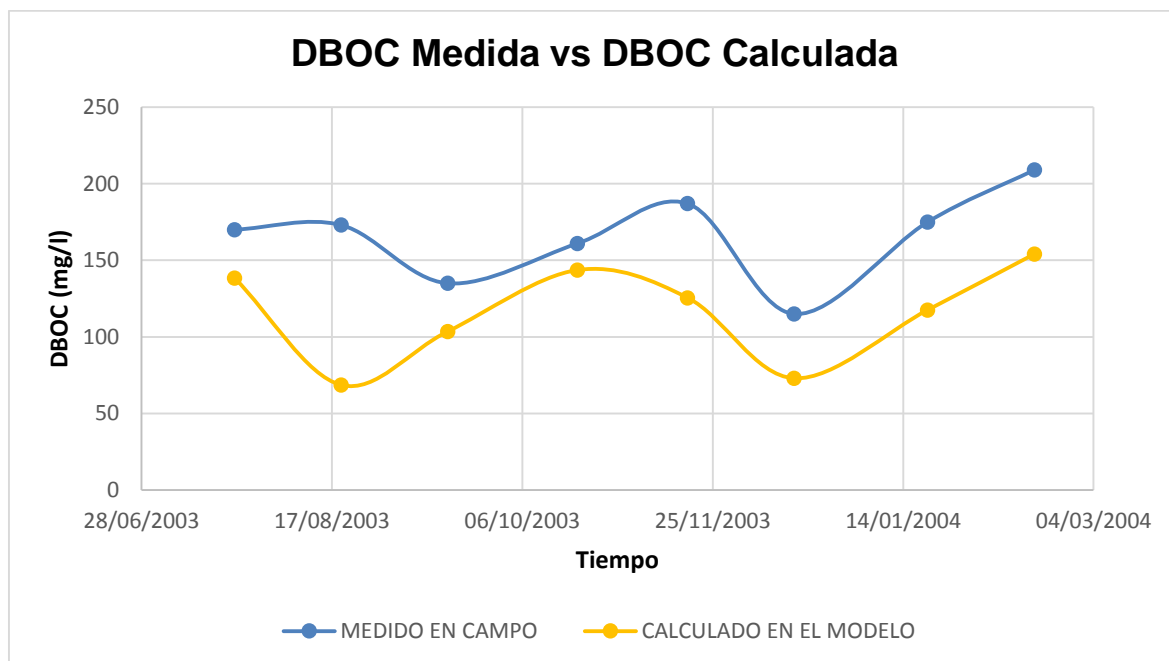
ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

GRÁFICA 6.2: CALIBRACIÓN DEL OXIGENO DISUELTO DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.



ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

GRÁFICA 6.3: CALIBRACIÓN DE LA DBOC DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.



ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

Adicionalmente se determinó la diferencia entre los valores calculados y valores medidos. Esta diferencia se empleó para calcular el porcentaje de error (Torres Vega, 2009). La ecuación (6.1) sugerida por Torres (2009), describe cómo se obtiene el por ciento de error:

$$\%Error = \frac{Valor_{Medido} - Valor_{Calculado}}{Valor_{Medido}} * 100 \quad (6.1)$$

Las tablas 6.8, 6.9 y 6.10 muestran la comparación realizada entre los datos calculados y los datos medidos para cada variable.

TABLA 6.8: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN PARA TEMPERATURA.

	MEDIDO	CALCULADO	% ERROR
22/07/2003	17.6	22.01	25
19/08/2003	17.3	18.08	5
16/09/2003	15.2	19.15	26
20/10/2003	18.0	23.77	32
18/11/2003	18.7	20.05	7
16/12/2003	15.8	19.16	21
20/01/2004	16.5	19.75	20
17/02/2004	19.9	19.17	4

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

TABLA 6.9: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN PARA EL OXÍGENO DISUELTO.

	MEDIDO	CALCULADO	% ERROR
22/07/2003	1.1	1.32	20
19/08/2003	1.2	2.57	114
16/09/2003	0.5	2.48	396
20/10/2003	0.85	0.88	4
18/11/2003	1.2	2.40	100

TABLA 6.9: CONTINUACIÓN.

16/12/2003	2.7	3.59	33
20/01/2004	1.5	2.28	52
17/02/2004	1.5	2.22	48

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

TABLA 6.10: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN PARA LA DBOC.

	MEDIDO	CALCULADO	% ERROR
22/07/2003	170	138.45	19
19/08/2003	173	68.64	60
16/09/2003	135	103.56	23
20/10/2003	161	143.65	11
18/11/2003	187	125.53	33
16/12/2003	115	73	37
20/01/2004	175	117.58	33
17/02/2004	209	154.12	26

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

A pesar de las limitaciones en la información de campo disponible para calibrar el modelo en condiciones dinámicas, en términos generales, después de ajustar lo mejor posible, se observa una respuesta aceptable para la temperatura y la DBOC. El Oxígeno Disuelto por el contrario presenta porcentajes de error superiores al 100%, que no son aceptables.

Para la modelación del OD con este programa son necesario los datos de otros nutrientes, como se observa en la ecuación (5.58), y para este ejemplo no se contaba con los datos de Nitrógeno Orgánico, Nitritos, Alga y Fósforo Orgánico. Es muy probable que el resultado obtenido del OD sea debido a la falta de los datos de estos nutrientes al realizar la simulación.

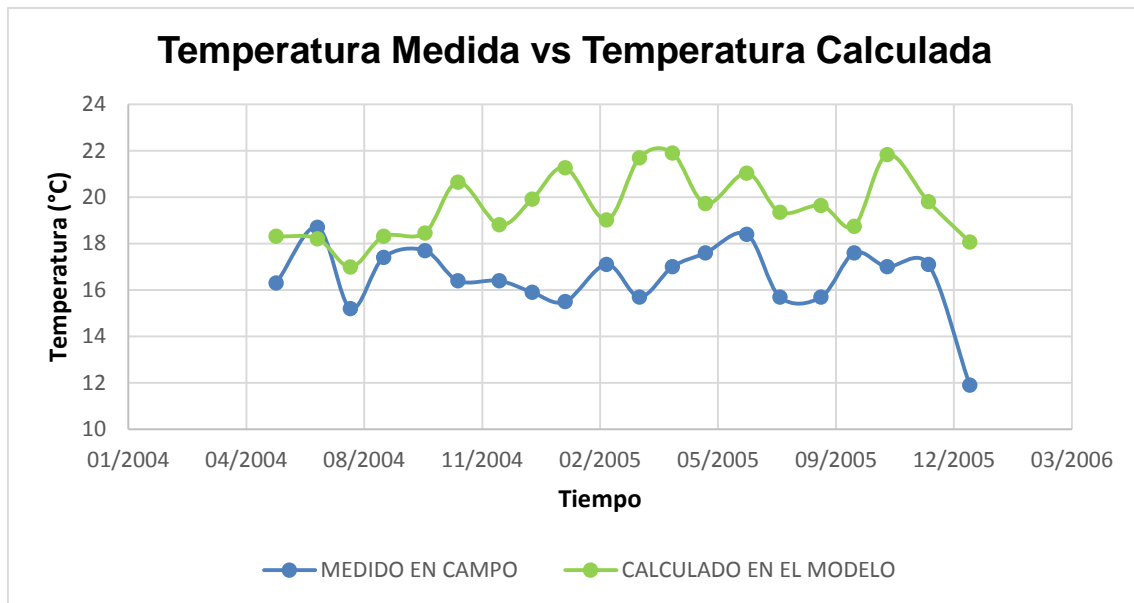
6.2.2.4 Validación

Una vez calibrado el modelo se procedió a verificarlo con datos registrados bajo condiciones hidráulicas y de calidad de agua diferentes a las usadas para la calibración. Se mantuvieron los mismos parámetros de calibración (ver tabla 6.7). En esta ocasión se empleó datos mensuales del año 2004 al 2006 de la Estación La Fosforera (Anexo 2ANEXO 2.)

6.2.2.4.1 Resultados de la validación del modelo de calidad del agua del Río Machángara

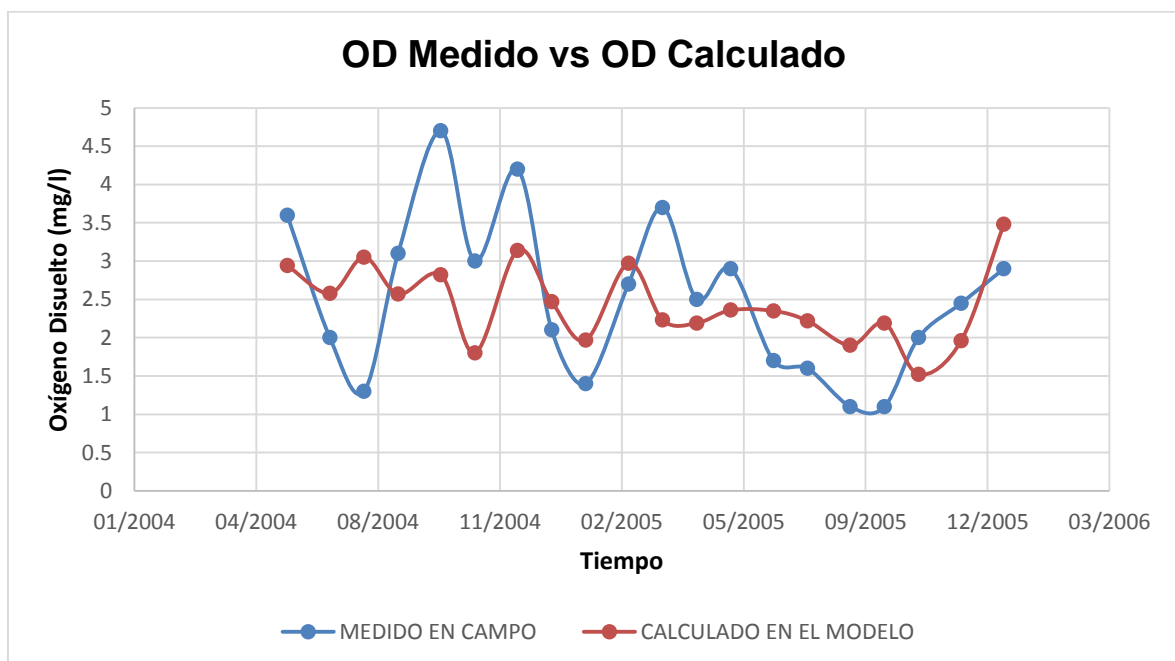
En las Gráficas 6.4, 6.5 y 6.6 se presenta las comparaciones entre las respuestas del modelo y los valores medidos en campo de los 3 parámetros modelados.

GRÁFICA 6.4: VALIDACIÓN DE TEMPERATURA DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.



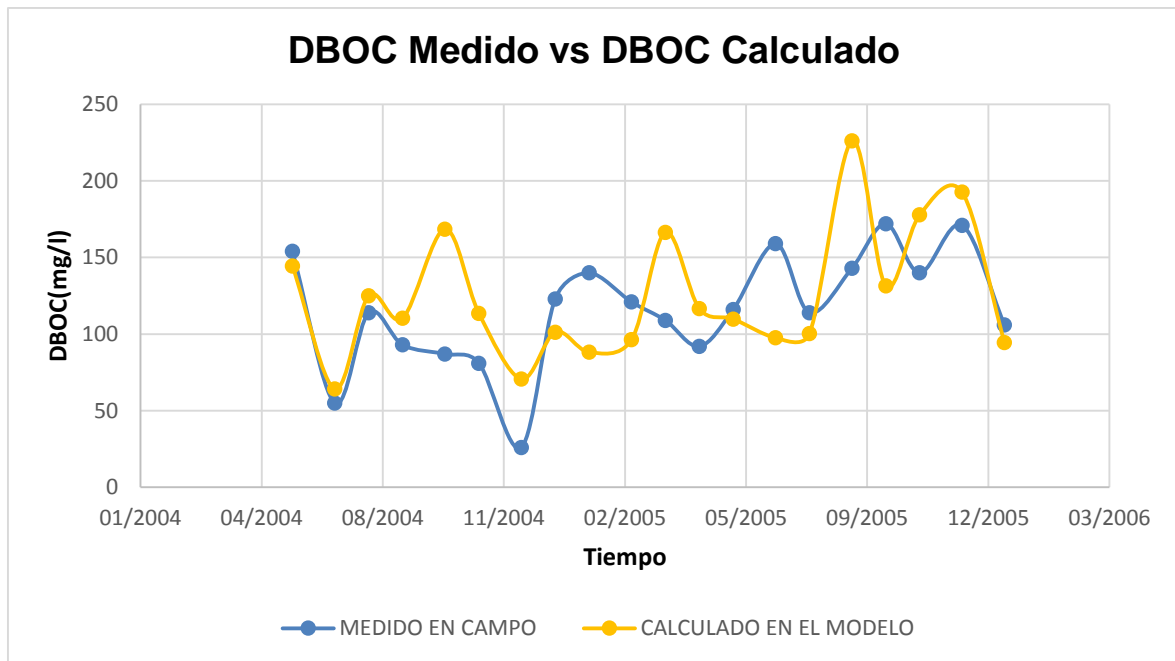
ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

GRÁFICA 6.5: VALIDACIÓN DEL OD DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.



ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

GRÁFICA 6.6: VALIDACIÓN DE LA DBOC DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MACHÁNGARA CON DATOS DE LA ESTACION EL SENA.



ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

De igual manera que en la calibración, se calculó el por ciento de error empleando la ecuación (6.1). En las tablas 6.8, 6.9 y 6.10 se puede apreciar el porcentaje de error entre los datos calculados y los datos medidos para cada variable.

TABLA 6.11: RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN PARA TEMPERATURA.

	MEDIDO	CALCULADO	% ERROR
18/05/2004	16.3	18.31	12
22/06/2004	18.7	18.21	3
20/07/2004	15.2	16.99	12
17/08/2004	17.4	18.31	5
21/09/2004	17.7	18.46	4
19/10/2004	16.4	20.65	26
23/11/2004	16.4	18.81	15
21/12/2004	15.9	19.92	25

TABLA 6.11: CONTINUACIÓN.

18/01/2005	15.5	21.27	37
22/02/2005	17.1	19.02	11
22/03/2005	15.7	21.70	38
19/04/2005	17	21.90	29
17/05/2005	17.6	19.72	12
21/06/2005	18.4	21.04	14
19/07/2005	15.7	19.35	23
23/08/2005	15.7	19.64	25
20/09/2005	17.6	18.75	7
18/10/2005	17	21.83	28
22/11/2005	17.1	19.80	16
27/12/2005	11.9	18.07	52

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

TABLA 6.12: RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN PARA EL OXÍGENO DISUELTO.

	MEDIDO	CALCULADO	% ERROR
18/05/2004	3.6	2.94	18
22/06/2004	2	2.58	29
20/07/2004	1.3	3.05	135
17/08/2004	3.1	2.57	17
21/09/2004	4.7	2.82	40
19/10/2004	3	1.80	40
23/11/2004	4.2	3.14	25
21/12/2004	2.1	2.47	18
18/01/2005	1.4	1.97	41
22/02/2005	2.7	2.97	10
22/03/2005	3.7	2.23	40
19/04/2005	2.5	2.19	12
17/05/2005	2.9	2.36	19
21/06/2005	1.7	2.35	38
19/07/2005	1.6	2.22	39
23/08/2005	1.1	1.90	73
20/09/2005	1.1	2.19	99
18/10/2005	2	1.52	24

TABLA 6.12: CONTINUACIÓN.

22/11/2005	2.45	1.96	20
27/12/2005	2.9	3.48	20

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

TABLA 6.13: RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN PARA LA DBOC.

	MEDIDO	CALCULADO	% ERROR
18/05/2004	154	144.55	6
22/06/2004	55	64.21	17
20/07/2004	114	125.09	10
17/08/2004	93	110.36	19
21/09/2004	87	168.54	94
19/10/2004	81	113.5	40
23/11/2004	26	70.7	172
21/12/2004	123	101.28	18
18/01/2005	140	88.23	37
22/02/2005	121	96.33	20
22/03/2005	109	166.47	53
19/04/2005	92	116.68	27
17/05/2005	116	109.85	5
21/06/2005	159	97.62	39
19/07/2005	114	100.34	12
23/08/2005	143	226.07	58
20/09/2005	172	131.47	24
18/10/2005	140	177.82	27
22/11/2005	171	193	13
27/12/2005	106	94.52	11

ELABORADO POR: Marco Guano y Viviana Velasteguí

Se puede observar que el modelo no reproduce adecuadamente los valores observados en campo con la nueva base de datos. La DBOC y OD presentan un valor con un porcentaje de error superior a 100%. Al parecer el no contar con una base de datos confiable, ni con la información del resto de parámetros que requiere

el programa, los resultados obtenidos no simulan adecuadamente el comportamiento del río Machángara Tramo El Recreo – El Trébol.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 CONCLUSIONES

7.1.1 DE LOS MODELOS NUMÉRICOS COMO HERRAMIENTA.

- El continuo avance tecnológico, la existencia de ordenadores cada vez más rápidos y la presencia de internet en varios lugares del mundo favorecen la utilización de programas como HEC-RAS, reducen el tiempo para realizar un modelo numérico. Adicionalmente los programas de pre y post proceso gráfico hacen factible la modelación numérica en forma eficiente y competitiva contra otros métodos.
- La utilización de herramientas computacionales para la resolución de problemas de ingeniería, durante los últimos años ha tenido un gran avance e importancia, por lo que se hace necesario la comprensión y aplicación de programas como HEC-RAS.
- Los modelos numéricos aplicados como herramienta para determinar la calidad del agua en sistemas acuáticos nos permiten predecir el contenido futuro de varios contaminantes o parámetros de la calidad de agua, esto ayudará a tomar decisiones más acertadas en torno al manejo del recurso hídrico.
- Para considerar un modelo numérico como herramienta, el modelo debe estar calibrado y validado.

7.1.2 DEL PROCEDIMIENTO DE MODELACIÓN.

- La recolección de datos de calidad del agua es relativamente costosa, factor que se vuelve un limitante para propósitos de optimización del modelo. Por lo tanto para optimizar un modelo a partir del mejoramiento de la información para la calibración, es necesario evaluar cuáles de los parámetros de calidad realmente pueden reducir la incertidumbre de los resultados y cuáles son las fronteras que tienen un mayor impacto en los procesos modelados.
- La modelación de la temperatura es un paso importante en el proceso de modelación, ya que es una de las características físicas más importantes en el desarrollo de diversos fenómenos que ocurren en los sistemas acuáticos, su variación afecta a varios parámetros de calidad del agua.
- Cuanto menor es la cantidad de datos de entrada requeridos para hacer correr el modelo, es de esperarse que la incertidumbre total de los resultados sea menor. Esto se debe a que en modelos complejos, la representación de ciertos procesos implica la introducción de parámetros adicionales con las correspondientes incertidumbres asociadas a su determinación, aspecto que se minimiza en el caso de modelos simplificados. Por consiguiente, el tipo y complejidad del modelo más apropiado para una determinada aplicación depende de los objetivos del proyecto y la disponibilidad de datos.

7.1.3 DE LOS MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE DATOS

- Existen varias metodologías y técnicas para el tratamiento de datos, su utilización depende del tipo de datos disponibles y el uso que vaya a darse.

7.1.4 DE LA APLICACIÓN DEL PROGRAMA HEC-RAS

- El programa HEC-RAS posee una interfaz amigable con el usuario que permite ingresar, editar y modificar datos geométricos, hidráulicos y de calidad del agua, además tiene la capacidad de visualizar los resultados en

tablas y gráficas. De igual forma, tiene la capacidad de importación y exportación de datos en entorno Windows (Excel, Word, Auto Cad), puede interactuar con sistemas de información geográfica - GIS (ArcInfo, ArcView o ArcGIS) aumentando la eficacia del análisis, proporciona resultados de calidad en cuanto a mapas.

- HEC-RAS al ser un modelo unidimensional permite realizar cálculos en escalas muy grandes, de modo que la simulación de kilómetros de río se realiza con una velocidad de cálculo enorme, esto permite realizar la corrección de un cálculo y la repetición de la simulación.
- HEC-RAS es un modelo unidimensional, no se ajusta a la realidad en casos donde las presiones y las tensiones turbulentas se alejan del modelo lineal, por lo que la solución es una simplificación de la realidad, y al ser un modelo unidimensional la solución siempre es una aproximación o promedio de la real.
- HEC-RAS puede ser una herramienta útil para el cálculo, predicción, análisis de la calidad del agua en ríos, sin embargo para su adecuada utilización se requiere de componente y criterios adicionales relacionados a la calidad de la información, tratamiento de datos, así como conocimientos en ciencias tecnológicas y naturales.
- El modelo de calidad del agua de HEC-RAS, podría ser una herramienta importante en la gestión de la calidad de ríos, con la obtención adecuada de información y la debida utilización de los coeficientes que intervienen en la modelación, permite entender el comportamiento del río, adquiriendo pautas para diseños de obras, tanto preventivas como de mejoramiento de la calidad del río.

7.1.5 DE LAS TASAS DE REACCIÓN PARA CADA COMPONENTE MODELADO

- Durante el proceso de optimización del modelo de calidad del agua del Río Machángara tramo El Recreo - El Trébol se encontró que el método logarítmico, para la determinación de la tasa de degradación de la materia orgánica carbonácea (K_1), arrojó los mejores resultados en la calibración del OD y la DBOC, en comparación con el método de Thomas y la expresión de Churchill, Elmore y Buckingham (1962) fue la que mejor representó la tasa de reaireación (K_2) del Río.
- La modelación de nitrógeno y fosforo se efectuó utilizando las tasas sugeridas por el modelo, ya que la obtención de estas tasas podrían ser objeto de otros estudios. Es necesario la utilización de mayor información.

7.1.6 DEL EJEMPLO DE APLICACIÓN.

- Las limitaciones en la información, el bajo nivel de frecuencia de toma de datos, la falta de simultaneidad entre los mismos, poca confiabilidad en datos de caudales y la falta de información de otras fuentes de contaminación y de consumo de oxígeno, son las causas de no haber podido obtener una calibración y validación precisa del modelo de calidad del agua del Río Machángara.
- Una vez realizada la calibración y simulación de los parámetros de interés en la aplicación del programa (temperatura, DBOC, OD), se puede evidenciar en las gráficas que la temperatura y DBO siguen la tendencia de la curva de datos obtenidos en campo, lo que hace pensar que con una cantidad considerable de información confiable se pueden obtener errores más aceptables.

7.2 RECOMENDACIONES

- Para la modelación de la calidad de agua de un río se debe realizar campañas periódicas de muestreo orientadas a la recopilación de información confiable para la revisión y actualización de los parámetros de calibración de los modelos de calidad del agua.
- Las campañas de muestreo deben aportar información útil para lograr una mejor aproximación de los balances de las características hidrodinámicas y de calidad del agua del río.
- Antes de utilizar el programa se recomienda realizar todas las configuraciones iniciales.
- Se recomienda emprender iniciativas de investigación que ayuden a comprender la modelación numérica en ríos así de esta forma conocer y predecir los efectos en la calidad del agua, asociados a diferentes políticas de desarrollo o modelos de gestión del recurso hídrico.
- El análisis estadístico es un paso importante en el proceso de modelación, ya que la validez de los resultados de un modelo depende de la calidad de información que se tenga disponible.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFÍA

1. Ackoff, R., & Saisieni, M. (1987). Fundamentos de investigación de operaciones. México: Editorial Limusa.
2. Acock, C. A., & Demo, D. (1994). Family diversity and well-being. Thousand Oaks.
3. Aguilar, A. (2010). Modelación Hidráulica de crecidas en la cuenca del Río Machángara en la ciudad de Quito. *Tesis Escuela Politécnica Nacional*. Quito.
4. Ambrose, R., Wool, T., & Barnwell, T. (Noviembre de 2009). Development of Water Quality Modeling in the United States. EE.UU.
5. American Public Health Association (APHA). (2009). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. España: Ediciones Díaz de Santos.
6. Baratti, G. M., Trento, A., & Álvarez, A. M. (2009). Simulación de la Salinidad y Temperatura del agua en el Río Salado. Santa Fe, Argentina.
7. Barnwell, T. O., Brown, L. C., & Whittemore, R. C. (2004). “Importance of field data in stream water quality modeling using QUAL2E-UNCAS.”
8. Bladé, E., Sánchez, M., Sánchez, J., Ninerola, D., & Gómez, M. (s.f.). Modelación numérica en ríos en régimen permanente y variable. Una visión a partir del modelo HEC-RAS. Barcelona: Ediciones UPC.
9. Brown, L. C., & Barnwell, T. O. (August de 1987). Computer program 2222documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. EE.UU: U.S. EPA Environmental Research Laboratory.
10. Cabrera, J. (2012). Calibración de Modelos Hidrológicos. Obtenido de Instituto para la mitigación de los efectos del Fenómeno el Niño: http://www.imefen.uni.edu.pe/Temas_interes/modhidro_2.pdf
11. Caissie, D. (20 de May de 2006). The thermal regime of rivers: a review. Canada.

12. Camacho , L., & DíazGranados, M. (s.f.). Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de soluto y de calidad del agua en ríos- Caso Río Bogotá. Seminario Internacional de Hidroinformación en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos.
13. Carrera, G. (Junio de 2011). Modelación de oxígeno disuelto y materia orgánica y su influencia en la distribución y diversidad de indicadores bentónicos de la Cuenca del Río San Pedro en el tramo Amañaña Guangopolo. Sangolqui, Ecuador: ESPE sede Sangolqui.
14. Castillo, J. (s.f.). Modelos de calidad del Agua.
15. Cazcarra, Á. M. (2014). Simulación hidráulica esquematizada de los canales principales de la Comunidad General de Riego de Alto Aragón mediante el programa informático HEC-RAS. Zaragoza, España.
16. Colango, G. (2005). Monitoreo de la subcuenca hidrográfica del río Guayllabamba 2001-2004. Dirección Metropolitana ambiental del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. Quito.
17. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. (2006). Depuración de aguas residuales: Modelización de procesos de lodos activos. Madrid: Gráficas/85 S.A.
18. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca(CVC); Universidad del Valle. (Agosto de 2004). Caracterización y modelación matemática del Río Cauca-PMC-Fase II. Santiago de Cali, Colombia.
19. Creus, A. (2001). Instrumentación Industrial. España: Marcombo S.A.
20. Cruz, F. (2000). Fundamentos científicos de los modelos. Mexico: Instituto Politecnico Nacional.
21. De Victorica, J. (Junio de 1966). Modelo para simular la evolución de oxígeno disuelto en embalses. México.
22. Deas, M., & Lowney, C. (Septiembre de 2000). Water Temperature Modeling Review. California, Estados Unidos.
23. Denny, M. (1993). Air and Water: the biology and physics of life's media. New Jersey, EE. UU.: Princeton University Press.
24. Domenico, P., & Schwartz, F. (1990). Physical and Chemical Hydrogeology. New York, EE. UU.: John Wiley and Sons.

25. EPA. (Diciembre de 1978). Rates, constants and kinetics formulation in Surface Water Quality Modeling. Obtenido de <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/91008H8Y.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1976+Thru+1980&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&>
26. EPA. (1987). The Enhanced Stream Water Quality Models: QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Georgia .
27. EPA. (1995). Technical Guidance Manual for Developing Total Maximum Daily Loads. United States.
28. EPA. (1997). Technical Guidance Manual for Performing Wasteload Allocations. Obtenido de http://water.epa.gov/scitech/datait/models/upload/2006_12_05_standards_tmdl_guidance.pdf
29. Evans, E., McGregor, G., & Petts, G. (1998). River energy budgets with special reference to river bed processes.
30. Federal Water Pollution Control Administration. (1967). Temperature and Aquatic Life . Cincinnati, Ohio, Estados Unidos: Laboratory Investigations.
31. Fisher, H., List, E., Koh, R., Imberger, J., & Brooks, N. (1979). Mixing in inland and coastal waters. New York: Academic Press.
32. Fraume Restrepo, N. J. (2007). Diccionario ambiental. Colombia: Ecoe Ediciones.
33. Gutiérrez, B., & García, D. (s.f.). Modelización térmica de los ríos Cea y Manzanares. Madrid, España: Universidad Politécnica de Madrid.
34. Henry, J. G., & Heinke, G. W. (1999). Ingeniería Ambiental. México: Prentice Hall.
35. Jha, R., Ojha, C., & Bhatia, K. (2007). Development of Refined BOD and DO Models for Highly Polluted Kali River in India. India. Obtenido de <http://www.aseanenvironment.info/Abstract/41015921.pdf>
36. Jørgensen, S. (1994). Fundamentals of ecological. Elsevier, Segunda Edición.

37. Llorca, R., & Bautista Carrascosa, I. (2006). Prácticas de atmósfera, suelo y agua. Valencia: Editorial de la UPV.
38. Mancera Pineda, J. E., Peña Salamanca, E. J., Giraldo, R., & Santos Martínez, A. (2003). Introducción a la modelación ecológica, principios y aplicación. Colombia: CATGRAPHICS S.A.
39. MDMQ, FLACSO . (2011). Perspectivas del ambiente y cambio climático Urbano: ECCO Distrito Metropolitano de Quito. Obtenido de http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/ECCO_DM_Quito.pdf
40. Ministerio de Agricultura de Perú. (Diciembre de 2010). Evaluación de los Recursos Hídricos del Río Rímac. Obtenido de <http://www.ana.gob.pe/media/361223/1%20estudio%20hidrol%C3%B3gico%20cuenca%20r%C3%ADmac%20-%20volumen%20i%20-%20texto%20-%20final%202010.pdf>
41. Monerris, M., & Doménech, P. (s.f.). Modelación de la Calidad del Agua. España.
42. Montealegre, J. E. (Mayo de 1990). Técnicas estadísticas aplicadas en el manejo de datos hidrológicos y meteorológicos. Bogotá, Colombia.
43. Morin, G., & Couillard, D. (1990). Predicting river temperatures with a hydrological model.
44. Mosley, M. (1983). Variability of water temperatures in the braided Ashley and Rakaia rivers.
45. Oke, T. (1987). Boundary Layer Climates. New York: Routledge.
46. Orozco, G. (s.f.). LOS MODELOS DE SIMULACIÓN COMO HERRAMIENTAS DE GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO. Recuperado el 15 de Enero de 2013, de <https://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/005609/Memoriashtm/Viernes/Gestiondeaguas/44.htm>
47. Riecken, S. (January de 1995). Compendium of Water Quality Models.
48. Rivera, J. (08 de Septiembre de 2011). EVALUACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL RÍO FRÍO. Medellín .
49. Rodríguez Hurtado, M. E. (Julio de 1983). Estudio de una modelo de autodepuración natural para la cuenca del Río Ebro. Tesis de la Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España.

50. Roldán Pérez, G. A. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Medellín: Editorial Universidad de Antioquía.
51. Sierra Ramírez, C. A. (2011). Calidad del agua: evaluación y diagnóstico. Obtenido de Ediciones de la U: <http://site.ebrary.com/lib/epnsp/Doc?id=10560079&ppg=38>
52. Sinokrot, B., & Stefan, H. (1994). Stream water temperature sensitivity to weather and bed parameters.
53. Thoman, R., & Mueller, J. (1987). Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. New York.
54. Thompson, L. M., & Troeh, F. R. (1988). Los suelos y su fertilidad. España: Editorial Reverté.
55. Torgersen, C., Faux, R., McIntosh, B., Poage, N., & Norton, D. (2001). Airborne thermal sensing for water temperature assessment in rivers and streams.
56. Torres Vega, F. (2009). Desarrollo y Aplicación de un Índice de Calidad de Agua para Ríos en Puerto Rico. Tesis Universidad de Puerto Rico. Puerto Rico.
57. Trento, A. (23 de Julio de 2001). Reseña Sobre Modelos Unidireccionales de Santa Fe, Argentina.
58. Universidad del Valle. (2007). Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de las metas del milenio. Santiago de Cali: Editorial Universidad del Valle.
59. Urrutia, J. A., Palomino, R., & Salazar, H. D. (Diciembre de 2010). Metodología para la imputación de datos faltantes en Meteorología. Obtenido de https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0CDIQFjAB&url=http%3A%2F%2Fdialog.net.unirioja.es%2Fdescarga%2Farticulo%2F4527927.pdf&ei=zuM5U5HVPOaisQTssoHwDQ&usg=AFQjCNG8z_5IMCqJjLEQjWuqVfsKzP2DGQ&sig2=LbtfeU7Jz_fNtkUdFYD
60. Valdez, E. C., & Vázquez Gonzalez, A. (2003). Fundación ICA. Obtenido de Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales.:

http://www.capac.org/web/Portals/0/biblioteca_virtual/doc003/TEXT0%20COMPLETO.pdf

61. Vandenberghe, V. (2008). Methodologies for reduction of output of output uncertainty of river water quality models. Tesis Ph.D. Ghent University. Bélgica.
62. Walpole, R. E., Myers, R. H., Myers, S. L., & Ye, K. (2012). Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencias. En R. E. Walpole, R. H. Myers, S. L. Myers, & K. Ye. Estado de México: Pearson.
63. Webb, B., & Zhang, Y. (1997). Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget.
64. Webb, B., & Zhang, Y. (1999). Water temperatures and heat budgets in Dorset chalk water courses.
65. Zwieniecki, M., & Newton, M. (1999). Influence of streamside cover and stream features on temperature trends in forested streams of Western Oregon.

ANEXOS

ANEXO 1.
MANUAL

ANEXO 2.

**TABLAS DE DATOS DE ENTRADA PARA LA
MODELACIÓN**

DATOS DE ENTREGA DE CALIDAD DEL AGUA PARA LA CALIBRACIÓN

Estación La Fosforera
Cuenca del Río Guayllabamba
Río Machángara

FECHA	CAUDAL (m ³ /s)	TEMPERATURA (°C)	OD (mg/l)	DBOC (mg/l)	ORTOFOSFATO (mg/l)	NITRATO (mg/l)	AMONIO (mg/l)
21/07/2003	0.532	20	0.5	132	5.9	1	20.4
18/08/2003	0.588	14.9	1.1	64	5.7	3	28.25
15/09/2003	0.487	16	2.2	97	3.38	1.9	31
20/10/2003	0.517	21.5	1.3	135	4.3	2.1	28.25
17/11/2003	0.547	17	1.9	120	3.72	0.8	19
15/12/2003	1.177	15.9	4.4	68	1.89	1.2	15
19/01/2004	0.274	16.9	1.6	110	3.88	1.1	22.25
16/02/2004	0.837	16.1	1	146	1.25	1	24
12/03/2004	0.338	16.4	2.7	135	0.00001	1.2	27.25

DATOS DE ENTREGA DE CALIDAD DEL AGUA PARA LA VALIDACIÓN

Estación La Fosforera
Cuenca del Río Guayllabamba
Río Machángara

FECHA	CAUDAL (m³/s)	TEMPERATURA (°C)	OD (mg/l)	DBOC (mg/l)	ORTOFOSFATO (mg/l)	NITRATO (mg/l)	AMONIO (mg/l)
12/05/2004	0.541	15	3	150	1.3	0.7	27
21/06/2004	0.55	15.2	1.2	59	1.05	1.1	27
19/07/2004	0.543	13.5	1.5	119	1	1.4	20.75
16/08/2004	0.355	15.5	1.4	103	1.57	3.9	25.25
20/09/2004	0.579	15.1	2.2	161	2.44	1.1	20
18/10/2004	0.628	17.8	0.8	108	1.5	1.45	25
22/11/2004	0.665	15.4	3	66	0.00001	1.8	20.25
20/12/2004	0.917	16.8	2.4	96	1.67	0.8	24.25
17/01/2005	0.517	18.5	1.8	83	1	1	22.25
21/02/2005	0.5773	15.6	2.6	89	0.00001	1.8	18
21/03/2005	0.7495	18.7	2.7	158	1	1.5	12.5
18/04/2005	0.566	19.1	2.7	110	0.81	2	13.5
16/05/2005	0.5952	16.6	1.6	104	0.81	1.2	21.25
20/06/2005	0.665	18.3	3	92	1.2	2.9	21.5
18/07/2005	0.416	16.5	1	92	0.91	3.6	23.25
22/08/2005	0.707	16.9	0.8	216	0.21	1.4	23.23
19/09/2005	0.5836	15.6	0.4	123	0.43	1.7	23
17/10/2005	0.439	19.2	1.2	167	2.07	3.4	21
21/11/2005	0.5975	16.9	0.9	184	1.57	2.5	24
26/12/2005	0.699	14.6	2.9	88	1	1.8	10.5
16/01/2006	0.688	17.6	2.1	126	0.26	1.9	17

DATOS METEOROLÓGICOS DE ENTREGA PARA LA CALIBRACIÓN

Estación: Quito-INAMHI IÑAQUITO

Institución: INAMHI

FECHA	TEMPERATURA DEL AIRE (°C)	HUMEDAD (KPa)	NUBOSIDAD (Fracción 0-1)	VELOCIDAD DEL VIENTO (m/s)	RADIACIÓN (W/m ²)	PRESIÓN ATMOSFÉRICA (mmHg)
21/07/2003	15.6	0.98	0.5	1.1	300	540
18/08/2003	15.7	1.015	0.6	1.0		
15/09/2003	15.8	1.05	0.6	1.0		
20/10/2003	15.4	1.19	0.8	0.8		
17/11/2003	15	1.22	0.8	0.7		
15/12/2003	14.8	1.17	0.8	0.7		
19/01/2004	15.1	1.15	0.6	0.9		
16/02/2004	15	1.11	0.6	0.8		
12/03/2004	15.9	1.18	0.6	0.8		

DATOS METEOROLÓGICOS DE ENTREGA PARA LA VALIDACIÓN

Estación: Quito-INAMHI IÑAQUITO

Institución: INAMHI

FECHA	TEMPERATURA DEL AIRE (°C)	HUMEDAD (KPa)	NUBOSIDAD (Fracción 0-1)	VELOCIDAD DEL VIENTO (m/s)	RADIACIÓN (W/m²)	PRESIÓN ATMOSFÉRICA (mmHg)
12/05/2004	15.5	1.22	0.6	0.7	300	540
21/06/2004	15.9	1.01	0.5	1.1		
19/07/2004	15.1	1.02	0.6	0.8		
16/08/2004	16.2	0.91	0.4	1.4		
20/09/2004	15.5	1.03	0.8	1.0		
18/10/2004	14.9	1.19	0.8	0.8		
22/11/2004	15	1.22	0.8	0.6		
20/12/2004	14.8	1.2	0.8	0.7		
17/01/2005	15.2	1.16	0.8	0.7		
21/02/2005	15.5	1.26	0.8	0.8		
21/03/2005	15	1.28	0.9	0.6		
18/04/2005	15.8	1.25	0.8	0.6		
16/05/2005	15.7	1.19	0.6	0.7		
20/06/2005	16	1.15	0.6	0.8		
18/07/2005	16.3	1.03	0.5	1.1		
22/08/2005	16.1	1.03	0.5	1.1		
19/09/2005	16.4	1.03	0.5	1.1		
17/10/2005	14.6	1.17	0.8	0.6		
21/11/2005	14.7	1.16	0.6	0.6		
26/12/2005	13.9	1.2	0.8	0.6		
16/01/2006	14.6	1.2	0.9	0.7		

ANEXO 3.

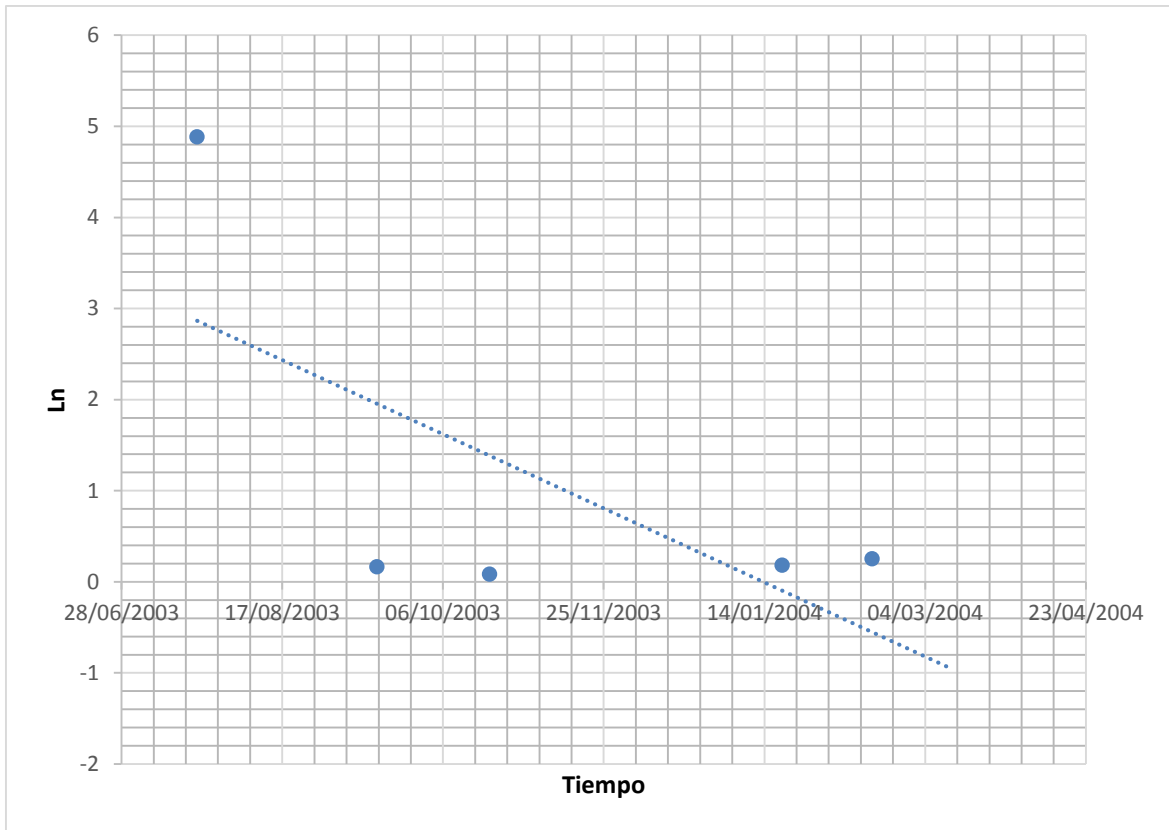
**CÁLCULO DEL COEFICIENTE DE
DESOXIGENACIÓN Y EL COEFICIENTE DE
REAIRACIÓN**

COEFICIENTE DE DESOXIGENACIÓN CARBONACEA (K₁)

Para determinar la constante de desoxigenación (K₁) utilizamos los datos de DBOC y para cada tiempo, en el que se hizo la medición, se calcula el valor de r y ln r, como se presenta en el siguiente cuadro:

FECHA	DBOC	Δt	$r = \frac{(Y_n - Y_{n-1})}{\Delta t}$	Ln r
21/07/2003	132	1	132.00	4.88280192
18/08/2003	64	28	-2.43	
15/09/2003	97	28	1.18	0.16430305
20/10/2003	135	35	1.09	0.0822381
17/11/2003	120	28	-0.54	
15/12/2003	68	28	-1.86	
19/01/2004	110	35	1.20	0.18232156
16/02/2004	146	28	1.29	0.25131443
12/03/2004	135	25	-0.44	

Con los datos de la tabla, se realizó una gráfica Ln r vs tiempo. Y la pendiente de la recta corresponde al coeficiente de desoxigenación (K₁).



De la figura anterior se obtuvo $K_1 = 0.0163 \text{ día}^{-1}$

COEFICIENTE DE REAIREACIÓN (K_2)

Para el cálculo del coeficiente de reaireación, se recurrió a la ecuación desarrollada por Churchill, Elmore y Buckingham (1962).

$$K_2 = 5.026\bar{u}^{0.969}d^{-1.673} * 2.31$$

Donde:

- \bar{u} = Promedio de la velocidad de la corriente (m/sec).
- d = Promedio de la profundidad de la corriente (m).
- K_2 = Tasa de reaireación (día⁻¹)

Usando datos de la estación y la geometría del tramo se obtuvo el coeficiente de reaireación.

\bar{u} (m/s)	=	0.085
d (m)	=	0.489

$$K_2 = 5.026(0.085)^{0.969}(0.489)^{-1.673} * 2.31$$

$$K_2 = 3.6 \text{ día}^{-1}$$