



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
AMBIENTAL – AGUA

**METODOLOGÍA PARA EVALUAR LA MODIFICACIÓN DE LA CAPACIDAD DE
AUTODEPURACIÓN DE LOS RÍOS POR EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN INGENIERÍA

PRESENTA:
RAQUEL TERESA MONTE ROJAS

TUTORES PRINCIPALES

Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros, Instituto de Ingeniería-UNAM

Dr. Ramón Domínguez Mora, Instituto de Ingeniería -UNAM

COMITÉ TUTOR

Dra. Ana Cecilia Conde Álvarez, Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM

Dr. Jorge de Victorica Almeida, Instituto de Ingeniería -UNAM

MÉXICO, D. F. SEPTIEMBRE 2013.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Jorge Luis De Victorica Almeida.

Secretario: Dr. Ramón Domínguez Mora.

Vocal: Dr. Jesús Efrén Ospina Noreña.

1er Suplente: Dra. Ana Cecilia Conde Álvarez.

2do Suplente: Dra. Claudia Sheinbaum Pardo.

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

TUTORES DE TESIS:



Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros.



Dr. Ramón Domínguez Mora.

RECONOCIMIENTOS

A la **Universidad Nacional Autónoma de México**, por permitirme ser una más de las universitarias formadas en esta casa.

Al **Programa de Becas para Estudios de Posgrado, CEP**, de la Universidad Nacional Autónoma de México por el patrocinio otorgado para la realización de este trabajo.

Al **Instituto de Ingeniería**, UNAM, por las facilidades otorgadas para la el desarrollo de este trabajo.

A los **contribuyentes**, que con sus impuestos hicieron posible que tuviera acceso a una beca.

Al patrocinio otorgado por el Proyecto **7332**, a cargo de la **Dra. Blanca Jiménez Cisneros**.

Al patrocinio otorgado por el Proyecto **8308**, a cargo de la **Dra. Blanca Jiménez Cisneros**.

El patrocinio otorgado por el Proyecto **9318**, a cargo del **Dr. Ramón Domínguez Mora**.

Al patrocinio otorgado por el Proyecto **R-313**, a cargo de la **M. en C. Inés Navarro González**.

Al apoyo y patrocinio otorgado, dentro del Fondo Sectorial de Investigación en Salud y Seguridad Social, por parte de CONACyT-Secretaría de Salud, Proyecto con clave **70055**, para la realización del presente estudio.

A mis tutores, la **Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros** y el **Dr. Ramón Domínguez Mora**, mi más sincero agradecimiento por su tiempo, disponibilidad, apoyo y por aceptarme en cada uno de sus grupos de trabajo, para llevar a término este proyecto.

A los miembros de mi jurado la **Dra. Ana Cecilia Conde Álvarez**, la **Dra. Claudia Sheiunbaum Pardo**, el **Dr. Jorge Luis de Victorica Almeida** y el **Dr. Jesús Efrén Ospina Noreña**, por su disponibilidad y accesibilidad para formar parte de este trabajo.

A la **M. en B. Claudia Nava Ramírez**, Jefa de Proyecto de la Red Nacional de Monitoreo de la Gerencia de Calidad del Agua, Subdirección General Técnica de la Comisión Nacional del Agua, por la disponibilidad en el acceso a datos de calidad del río Magdalena, correspondientes al Cuarto Dinamo.

Al **Ing. Mauricio J. Hernández García**, Director Técnico, Subdirección de Proyectos, del Sistema de Aguas de la Ciudad de México, por compartir los registros de calidad del agua de influente y efluente de la planta Potabilizadora “Río Magdalena”.

Al **Ing. Raymundo Bautista Cárdenas**, personal de la Dirección técnica, Subdirección de Proyectos, del Sistema de Aguas de la Ciudad de México, por la orientación y apoyo para la obtención de datos de calidad de agua de la planta potabilizadora “Río Magdalena”.

A la **Lic. Susana Ramírez Romero**, por el apoyo administrativo para la obtención y renovación semestral de la beca CEP.

Al **M. en C. Óscar Sánchez Meneses**, por el primer acercamiento a los modelos de circulación general y la generación de escenarios, así como en la asesoría en el uso de estos.

Al **M. en I. Vicente Quezada Beltrán**, Jefe de Departamento Técnico B de la Gerencia de Ingeniería y Asuntos Binacionales del Agua, Subdirección General Técnica de la Comisión Nacional del Agua, por su orientación para la obtención de información para el caso de estudio y el apoyo en los primeros recorridos en campo.

Al Ing. **Adrián Alejandro Martínez Cocoltzi**, por su apoyo durante los muestreos realizados y la captura de bases de datos.

A la **Dra. Alma Chávez Mejía**, por su colaboración en la revisión de este texto, así como sus sugerencias para el mejoramiento del mismo.

A **Arlette Camacho Hernández**, por su apoyo durante los muestreos realizados.

A la **Ing. Astrid Juliana Hollands Torres**, por el apoyo otorgado para la obtención de bases de datos climatológicos e hidrométricos.

A la **Carolina Alcalá Juárez**, por su apoyo durante los muestreos realizados.

A la **Ing. Carolina Reyes García**, por su ayuda en cuestiones logísticas durante su estancia en el Grupo Tratamiento y Reúso.

A la **M. en C. Catalina Maya Roldán**, por la capacitación en las técnicas analíticas de laboratorio, el apoyo otorgado en durante los muestreos y las determinaciones en laboratorio, el su disponibilidad para trámites realizar trámites administrativos para la obtención de materiales y reactivos.

A la **Ing. Cristina Aráoz Trejo**, por su apoyo y orientación de los diversos trámites desde mi ingreso al programa de Doctorado.

A la **I.Q. Diana González Tenorio**, por su apoyo durante el arranque del trabajo en el laboratorio, para la ubicación de materiales, reactivos y equipo de laboratorio, del grupo de **Tratamiento y Reúso**, y por su continua disponibilidad durante el desarrollo del trabajo en el laboratorio.

Al **M. en I. Eliseo Carrizosa Elizondo**, por su apoyo y disponibilidad para la obtención de bases de datos climatológicos e hidrométricos para el caso de estudio de este trabajo.

A la **QFB. Emilia Soledad Lucario**, por su continuo apoyo e interés durante la realización de este trabajo, su participación en los muestreos, las determinaciones en el laboratorio, la captura de datos, así como en la orientación para la adquisición de material y equipo, además de sus atinados consejos.

Al **Biol. Emilio Hernández Hernández**, por su apoyo durante los muestreos, así como en las determinaciones en laboratorio y su disponibilidad durante el trabajo en el laboratorio.

Al **Sr. Ernesto Olvera Villeda**, por su inapreciable apoyo durante los muestreos realizados, su disposición y apoyo en las actividades de laboratorio, así como en la adquisición de reactivos y material de laboratorio.

Al **M. en I. Faustino de Luna Cruz**, por su orientación para la obtención de datos climatológicos e hidrométricos, así como el interés mostrado por este trabajo.

Al **M. en I. Francisco Orduña Bustamante**, por su inapreciable apoyo durante los aforos del río Magdalena y su orientación para la estimación de las variables hidráulicas.

A la **M. en I. Guadalupe Urquiza Moreno**, por la capacitación para el uso de las instalaciones del Laboratorio de Ingeniería Ambiental, del Instituto de Ingeniería; su orientación de las determinaciones analíticas, su apoyo en el trabajo de laboratorio, el préstamo de material y su disposición en todo momento.

Al **Ing. Gustavo Adolfo Gutiérrez Fernández**, por su apoyo durante los muestreos y las determinaciones analíticas en el laboratorio y su disponibilidad para las actividades asignadas y por su iniciativa

A la **M. en C. Inés Navarro González**, por su apoyo desde antes de mi ingreso al programa de doctorado y durante la realización de este trabajo con su participación en los muestreos y su asesoría, disponibilidad y accesibilidad en las todas las etapas de este proyecto.

A **Javier Ramos Franco**, por su apoyo durante los muestreos realizados.

Al **Dr. Jesús Gracia Sánchez**, por las facilidades otorgadas para el uso del equipo FLOW TRACK, HAND HELD-ADV, durante los aforos en el río Magdalena.

Al **Biol. Jorge César Rodríguez Tirado**, por su apoyo durante los muestreos realizados.

Al **Dr. José Luis Herrera Alanís**, por su orientación en cuestiones hidráulicas.

Al **M. en I. Juan Ansberto Cruz Geron**, por su valiosa ayuda y orientación en el acceso a información relacionada con el río Magdalena.

Al **M. en I. Juan César Luna Bahena**, por su apoyo y disposición para las determinaciones de caudal y velocidad de la corriente, mediante el manejo del equipo FLOW TRACK, HAND HELD-ADV, durante los aforos realizados y por su interés en el presente trabajo.

Al **Ing. Juan Orosco Martínez**, por su disponibilidad en todo momento para la solución de problemas técnicos.

A la **M. en C. Lucila Mendoza Sánchez**, por su orientación en las técnicas analíticas para las determinaciones fisicoquímicas y por su interés durante el desarrollo de este trabajo.

A la **Srita. Marcela Vázquez**, por su apoyo para hacer uso de las instalaciones del Instituto de Ingeniería para las evaluaciones semestrales.

A la **M. en I. Margarita Cisneros Ortíz**, por su disponibilidad en el préstamo del Espectrofotómetro DR-5000, marca HACH, para las determinaciones de absorbancia, nitrógeno amoniacal y total de las muestras de agua del río Magdalena.

A la **I.Q. María José Córdova Cervantes**, por su apoyo durante el trabajo en el laboratorio, para la ubicación de materiales, reactivos y equipo de laboratorio, del grupo de **Tratamiento y Reúso**, y por su continua disponibilidad durante el desarrollo del trabajo en el laboratorio.

Al **M. en I. Martín Rubén Jiménez Magaña**, por el apoyo incondicional durante los aforos del río Magdalena, la orientación para la realización de los cálculos hidráulicos; su continuo interés y asesoría durante el desarrollo de este trabajo.

A la **Dra. Maritza Arganis Juaréz**, por su orientación en la publicación de trabajos y el interés mostrado por este proyecto.

A **Miguel Velasco Gutiérrez**, por su apoyo durante los muestreos y las determinaciones analíticas en el laboratorio, su disponibilidad para las actividades asignadas y por su iniciativa.

Al **Dr. Óscar González Barceló**, por el apoyo otorgado para la utilización de la incubadora para las determinaciones de la DBO₅ y su continuo interés a lo largo de esta investigación.

Al **Dr. Óscar Pozos Estrada**, por su asesoría y apoyo en cuestiones hidráulicas y en la actualización de fuentes de información.

Al **Ing. Roberto Briones Méndez**, por las facilidades otorgadas para el acceso a las instalaciones del Laboratorio de Ingeniería Ambiental, del Instituto de Ingeniería.

A la **Lic. Rocio Matías Ramírez**, por el apoyo administrativo para llevar a cabo los muestreos.

A la **Mtra. Tania Elena Rodríguez Oropeza**, por su ayuda en cuestiones logísticas durante su estancia en el Grupo Tratamiento y Reúso.

A la **M. en I. Thania Eloina Félix Cañedo**, por su apoyo durante los muestreos y trabajo en laboratorio para la realización de este trabajo.

Al **Ing. Valente Vázquez Tamayo**, por su iniciativa para participar en los recorridos y su apoyo durante los muestreos en el río y su continuo interés durante el desarrollo de esta tesis.

Al **M. en I. Víctor Franco**, por el apoyo incondicional y el interés mostrado por mi trabajo y persona, desde mi llegada al Instituto.

A la **M. en C. Victoria Navarrete López**, por las facilidades otorgadas para el acceso y utilización de las instalaciones del Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería.

AGRADECIMIENTOS

A **Ti**, que te has estado a mi lado desde el primer momento y me has sostenido siempre en tus manos.

A **mis padres** por apoyarme en todo momento, brindarme su cariño y por ser un ejemplo de vida.

A **mis hermanos** por su apoyo y compañía.

A mis sobrinos, **Luisito**, **Alita** y **Manolito**, por brindarme momentos de alegría, enseñarme el valor de los pequeños detalles e impulsar el deseo de ser mejor persona.

A **Lupita Bautista Salazar**, por quererme como a una hermana, por brindarme su confianza y alentarme en todo momento durante este proyecto.

A **Efrén Molsalvo Barrera**, por su apoyo y disponibilidad incondicionales, antes y durante este proyecto.

A **Emilia Soledad Lucario**, por el apoyo incondicional, la confianza y la amistad que me ha brindado desde hace varios años, pero sobre todo por sus consejos, ocupación y ayuda e interés en esta etapa de mi vida.

A **Lupita Urquiza Moreno**, por su interés en mi trabajo desde mi llegada al Instituto de Ingeniería para realizar el servicio social, hasta este proyecto, pero sobre todo por su amistad, cariño y por su ejemplo de amor y dedicación a la Institución.

A mis amigos y compañeros que con su compañía, interés y consejos, hicieron más ligero y ameno el trabajo: **Catalina Maya, Diana González, Emilio Hernández, Francisco Orduña, Ismene Rosales, José Luis Herrera, Juan Orosco, Inés Navarro, Lino Jardines, Neftalí Rojas, Martín Jiménez, Margarita Zamora, María Teresa Guillermo, Maricruz López, Maritza Arganis, Marú Haro, Oscar Pozos, Nidya Aponte, Patricia Aguilera, Reynaldo Cruz, Rojacques Mompremier, Vicente Quezada y Víctor Rodríguez.**

RESUMEN

El presente trabajo busca contribuir a resolver la problemática de la carencia de estudios de calidad del agua en cuerpos superficiales del país, principalmente en la autodepuración de los ríos, por lo que se propone una metodología que incluye el proceso de autodepuración y las proyecciones de temperatura y precipitación por efecto de cambio climático. Para esto se propone el modelo de oxígeno disuelto (OD) modificado, propuesto inicialmente por Streeter y Phelps, para la evaluación la modificación de la capacidad autodepuradora y las salidas de los modelos de circulación general ECHAM5, HADGEM1 y GFDL CM2.0, para los escenarios de emisiones A1B, A2 y B1. La metodología propuesta consiste en cuatro etapas: la selección del modelo de oxígeno disuelto que describa mejor al cuerpo de agua en estudio, la construcción del escenario base para la autodepuración, la generación del escenario con cambio climático para el OD y por último la comparación de el escenario base y con cambio climático para el establecimiento de situaciones críticas y posibles medidas de adaptación.

Esta metodología fue aplicada al río Magdalena, localizado en el poniente de la Ciudad de México y que actualmente sirve de fuente de abastecimiento para 5600 habitantes, el tramo modelado se ubica en la zona de conservación y tiene una longitud de 7 km, dentro de los cuales se localiza la obra de toma de la potabilizadora "Río Magdalena". Al aplicar la metodología se encontró que para el río Magdalena no se espera una disminución en su capacidad de autodepuración, ya que incluso el clima futuro podría mejorar las condiciones del río, sin embargo la aplicación de la metodología a este río permitió encontrar las deficiencias que se tiene en relación a la calidad y cantidad de datos de calidad de agua, así como de datos hidrométricos. Se considera esta metodología como una buena primera aproximación para la evaluación de la capacidad de autodepuración de los ríos del país.

Palabras clave: autodepuración en ríos, calidad de agua, cambio climático, oxígeno disuelto, escenarios de emisiones.

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
Objetivo general.....	3
Objetivos particulares	3
HIPÓTESIS	4
ALCANCES	4
APORTACIONES	5
1 ANTECEDENTES	6
2 MARCO TEÓRICO	11
2.1 Autodepuración.....	11
2.2 Modelo de Advección-Difusión-Reacción	13
2.3 Modelo unidimensional aplicado al oxígeno disuelto.....	17
2.4 Herramientas disponibles para la simulación de calidad de agua.....	21
2.5 Escenarios de emisiones y modelos de circulación general	27
2.5.1 <i>Escenarios de emisiones</i>	27
2.5.2 <i>Modelos de circulación general</i>	29
2.5.2.1 HADCM3- Hadley Centre for Climate Prediction and Research	31
2.5.2.2 GFDL CM2.1-Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	32
2.5.2.3 ECHAM5-Max Planck Institute for Meteorology.....	33
3 METODOLOGÍA PROPUESTA	34
3.1 Selección del modelo de oxígeno disuelto	35
3.1.1 <i>Modelo de oxígeno disuelto</i>	36
3.1.2 <i>Efecto de la temperatura en las variables del modelo</i>	37
3.1.2.1 Relación temperatura aire-agua.....	37

3.1.3	<i>Constantes de rapidez de reacción y de reaireación</i>	39
3.1.4	<i>Concentración de saturación de oxígeno disuelto y déficit inicial de oxígeno</i>	44
3.1.5	Estimación de fuentes y sumideros de oxígeno disuelto en el modelo	46
3.1.5.1	Determinación de demanda por DBO carbonosa	46
3.1.5.2	Determinación de DBO nitrogenada	46
3.1.5.3	Determinación de la demanda por sedimentos	47
3.1.5.4	Determinación por respiración de organismos acuáticos	50
3.1.5.5	Determinación de aporte de oxígeno por fotosíntesis.....	51
3.2	Escenario base	54
3.2.1	<i>Temperatura del aire y agua</i>	55
3.2.2	<i>Precipitación y parámetros relacionados</i>	55
3.2.3	<i>Selección de las variables dependientes de la temperatura del agua</i>	57
3.2.4	<i>Selección de las variables dependientes del escurrimiento</i>	59
3.3	Escenario con cambio climático.....	60
3.3.1	<i>Proyecciones de temperatura del aire</i>	63
3.3.1.1	Proyecciones de temperatura del agua.....	63
3.3.1.2	Proyección de las variables dependientes de la temperatura del agua.....	63
3.3.2	<i>Proyecciones de caudal</i>	64
3.3.2.1	Proyección de las variables dependientes del escurrimiento	64
3.4	Análisis conjunto de los escenarios.....	64
3.5	Diagrama de Flujo	65
4	CASO DE ESTUDIO	67
4.1	Datos históricos y muestreos.....	69
4.2	Selección de modelo de oxígeno disuelto	72

4.3	Escenario base	73
4.4	Escenarios con cambio climático	75
4.5	Resultados.....	75
4.5.1	<i>Mediciones en campo y registros históricos.....</i>	76
4.5.2	<i>Escenario de referencia.....</i>	78
4.5.3	<i>Escenario base para el horizonte 2020.....</i>	81
4.5.4	<i>Escenarios con cambio climático para el horizonte 2020</i>	87
4.5.4.1	Escenario A1B HADCM3 para el horizonte 2020	87
4.5.4.2	Escenario A2 HADCM3 para el horizonte 2020	91
4.5.4.3	Escenario B1 HADCM3 para el horizonte 2020	94
4.5.4.4	Escenario A1B ECHAM5 para el horizonte 2020.....	98
4.5.4.5	Escenario A2 ECHAM5 para el horizonte 2020	102
4.5.4.6	Escenario B1 ECHAM5 para el horizonte 2020	106
4.5.5	Escenario base para el horizonte 2050.....	111
4.5.6	Escenarios con cambio climático para el horizonte 2050	114
5	DISCUSIÓN.....	122
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	124
	REFERENCIAS.....	127
	ANEXO.....	138

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Zonas de autodepuración de un río.....	12
Figura 2.2. Representación conceptual del flujo de oxígeno en un volumen de control....	18
Figura 3.1. Metodología propuesta para evaluar el efecto de cambio climático en la autodepuración de ríos.....	35
Figura 3.2. Diagrama de flujo de la metodología propuesta.....	66
Figura 4.1. Sitio de estudio y tramos seleccionados para el modelo.....	70
Figura 4.2. Localización de puntos de muestreo y aforo	72
Figura 4.3. Precipitación mensual histórica, estación Desviación Alta al Pedregal (1968-2007).....	77
Figura 4.4. Temperatura máxima mensual histórica, estación Desviación Alta al Pedregal (1968-2007).....	77
Figura 4.5. Remoción de carga orgánica durante la época de estiaje para los escenarios de referencia y base para el 2020.	84
Figura 4.6. Remoción de carga orgánica durante la época de lluvias para los escenarios de referencia y base para el 2020.	84
Figura 4.7. Recuperación de OD durante la época de estiaje para los escenarios de referencia y base para el 2020.....	86
Figura 4.8. Recuperación de OD durante la época de lluvias para los escenarios de referencia y base para el 2020.....	86
Figura A 1. Comportamiento de la precipitación histórica en series de 30 años.	141

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Descripción de los escenarios de cambio climático.	28
Tabla 3.1. Valores para las constantes de reacción y el factor de corrección por temperatura.	40
Tabla 3.2. Ecuaciones para el cálculo de k_a	42
Tabla 3.3. Valores reportados para "A".	48
Tabla 3.4. Valores típicos para S_B^* a 20°C según el tipo de sedimento.	49
Tabla 3.5. Valores propuestos para la ecuación de la clorofila <i>a</i>	53
Tabla 3.6. Precipitación acumulada promedio para el mes de Marzo.	56
Tabla 3.7. Precipitación proyectada para el mes de Marzo.	56
Tabla 3.8. Regiones de Douglas, intervalo de latitudes y longitudes extremas, y los estados del país para cada región.	62
Tabla 4.1. Puntos de muestreo en el río Magdalena.	71
Tabla 4.2. Variables medidas en época de estiaje y lluvias 2010-2011 en los tramos analizados.	76
Tabla 4.3. Datos de entrada para la modelación del OD, para el escenario de referencia.	79
Tabla 4.4. Carga orgánica para el escenario de referencia.	80
Tabla 4.5. Comportamiento del OD en el escenario de referencia.	81
Tabla 4.6. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario base, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	82
Tabla 4.7. Carga orgánica para el escenario base, horizonte 2020.	83
Tabla 4.8. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario base, horizonte 2020.	85
Tabla 4.9. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, A1B HADCM3, horizonte 2020.	87
Tabla 4.10. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A1B HADCM3, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	88
Tabla 4.11. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario A1B HADCM3, horizonte 2020.	90
Tabla 4.12. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A1B HADCM3, horizonte 2020.	90
Tabla 4.13. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, A2HADCM3, horizonte 2020.	91

Tabla 4.14. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A2 HADCM3, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	92
Tabla 4.15. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario A2 HADCM3, horizonte 2020.	93
Tabla 4.16. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A2 HADCM3, horizonte 2020.	94
Tabla 4.17. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, escenario B1 HADCM3, horizonte 2020.	95
Tabla 4.18. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario B1 HADCM3, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	96
Tabla 4.19. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario B1 HADCM3, horizonte 2020.	97
Tabla 4.20. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario B1 HADCM3, horizonte 2020.	97
Tabla 4.21. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio A1B ECHAM5, horizonte 2020.	98
Tabla 4.22. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A1B ECHAM5, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	100
Tabla 4.23. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario A1B ECHAM5, 2020.	101
Tabla 4.24. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A1B ECHAM5, horizonte 2020.	102
Tabla 4.25. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, escenario A2 ECHAM5, horizonte 2020.	103
Tabla 4.26. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A2 ECHAM5, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	104
Tabla 4.27. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el A2 ECHAM5, horizonte 2020.	104
Tabla 4.28. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A2 ECHAM5, horizonte 2020.	105
Tabla 4.29. Anomalías de precipitación y temperatura para la zona de estudio B1 ECHAM5, horizonte 2020.	106

Tabla 4.30. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario B1 ECHAM5, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.	107
Tabla 4.31. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario B1 ECHAM5, horizonte 2020.	108
Tabla 4.32. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario B1 ECHAM5, 2020.	109
Tabla 4.33. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario base, para estiaje y lluvias, horizonte 2050.	112
Tabla 4.34. Remoción de carga orgánica para el escenario base para el horizonte 2050.	113
Tabla 4.35. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario base, horizonte 2050.	114
Tabla 4.36. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, modelo HADCM3, horizonte 2050.	116
Tabla 4.37. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, modelo ECHAM5, horizonte 2050.	117
Tabla 4.38. Comportamiento mensual de la carga orgánica por escenario, horizonte 2050.	118
Tabla 4.39. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto por escenario, horizonte 2050.	119
Tabla A. 1. Precipitaciones diarias para el mes de marzo (1968-2007) estación Desviación Alta al Pedregal.	139
Tabla A. 2. Series de precipitación histórica y precipitación calculada para el mes de marzo.	141
Tabla A. 3. Precipitación acumulada calculada.	142

INTRODUCCIÓN

El propósito de esta investigación fue desarrollar una metodología que evalúe el efecto del cambio climático en la capacidad de autodepuración de los ríos, considerando la ausencia de trabajos que incluyan el efecto de la variabilidad climática futura en la calidad de los cuerpos de agua. Uno de los parámetros de calidad que podría verse afectado, es la concentración de oxígeno disuelto (OD), factor importante en la proceso de autodepuración de los ríos.

La asimilación de oxígeno disuelto a lo largo de un río contaminado puede interpretarse como una cantidad dinámica que depende principalmente del balance entre la remoción de oxígeno (O_2) por oxidación bioquímica de la materia orgánica y la incorporación de O_2 por efecto de reaireación atmosférica y la actividad de fotosíntesis. Existen además otros factores, distintos a la oxidación (carbonosa y por nitrificación), como los sedimentos y fuentes difusas, que pueden dar lugar a déficits críticos de OD.

De lo anterior es claro que cualquier factor que altere de manera permanente las condiciones para restablecer el equilibrio y favorezca la disminución del contenido de oxígeno disuelto, contribuirá a reducir la capacidad de autodepuración de un río. Uno de estos factores es la temperatura del agua, que si bien a su vez depende de variables como la radiación solar, el viento, la humedad, la morfología del cauce, la vegetación, las condiciones hidrológicas los flujos de agua subterránea y la temperatura del aire, entre otros, este último es también un factor importante que determina la transferencia de calor sensible entre el agua y el aire, se ha demostrado una fuerte correlación entre la temperatura del aire y la de agua, de aquí que en el presente estudio se determina la variación de la temperatura del agua como una función únicamente de la temperatura del aire, esto debido a la falta de datos de los demás parámetros que influyen en la temperatura del agua. En lo sucesivo se hará mención a la dependencia de la temperatura del agua en relación con la temperatura del aire.

Se sabe que con el incremento de la temperatura del agua, la solubilidad del oxígeno atmosférico en la superficie y profundidad de un cuerpo de agua, disminuye, por lo que es de esperarse que el incremento de la temperatura del aire debido al cambio climático tendrá repercusiones en la temperatura del agua, por simple intercambio térmico, y por lo tanto se podría reducir la posibilidad de recibir cargas contaminantes biodegradables que comprometerán los usos del recurso hídrico, después de una descarga.

La variación climática que se manifiesta a través de inundaciones o sequías debido a cambios en el patrón de las precipitaciones, inducirá un incremento en los escurrimientos en la cuenca de los ríos o una reducción de estos aportes a su caudal, efectos que modificarán, positiva o negativamente, la velocidad, el caudal y mezclado en el río, y en consecuencia, alterará el efecto de reaeración natural de los ríos, factor importante en el balance de oxígeno disuelto. Si los factores de temperatura y precipitación se ven modificados por el efecto de cambio climático, aunados a las condiciones particulares bajo las cuales está sometido un río, su capacidad de autodepuración puede verse afectada llegando inclusive a perderse.

La disminución de la capacidad de autodepuración de un río por efecto del cambio climático tendrá repercusión en el manejo y planeación del recurso; obligará a considerar políticas con enfoques diferentes a los típicamente aplicados hasta ahora. Ejemplo de esto son, las actuales condiciones particulares de descarga, deberán de ser adaptadas tomando en consideración los efectos esperados por la variación climática en los cuerpos de agua.

En el primer capítulo de esta investigación se presentan los antecedentes relacionados con el tema y con base en la revisión bibliográfica realizada se analiza y justifica la necesidad del desarrollo del presente trabajo.

El segundo capítulo incluye los aspectos teóricos del proceso de autodepuración y el modelo de oxígeno disuelto, así como características generales de algunas de

las herramientas existentes para la modelación de calidad de agua. Además se presentan los conceptos generales de los modelos y escenarios de cambio climático, utilizados en esta investigación.

El tercer apartado está dedicado a la metodología que en este trabajo se propone para la evaluación de la capacidad de autodepuración de los ríos. Se indica el procedimiento para el cálculo de cada una de las variables involucradas en el modelo modificado de Streeter-Phelps, así como la generación de los escenarios base y con cambio climático.

En la cuarta sección, correspondiente al caso de estudio, se describe la aplicación de la metodología propuesta, al río Magdalena, localizado en el poniente de la Ciudad de México. El quinto capítulo contiene la discusión de los resultados y el sexto corresponde a las conclusiones y recomendaciones.

A continuación se presentan los objetivos, la hipótesis, los alcances y las aportaciones de este trabajo.

OBJETIVOS

Objetivo general

Desarrollar una metodología para evaluar la modificación de la capacidad de autodepuración de un río, asociada a las variaciones de la temperatura (aire/agua) y de la precipitación que se estima se producirán como consecuencia del cambio climático.

Objetivos particulares

Identificar las variables que intervienen en el proceso de autodepuración relacionadas directamente a la variación del escurrimiento (precipitación) y a la temperatura del aire.

Establecer el procedimiento para estimar el efecto de las variables climáticas en las variables identificadas en el proceso de autodepuración.

Incorporar a la metodología el procedimiento para la construcción de los escenarios de cambio climático para la simulación del oxígeno disuelto en los ríos.

Aplicar la metodología desarrollada a un caso de estudio.

HIPÓTESIS

La capacidad de autodepuración de un río se verá disminuida tanto por el aumento de la temperatura del aire como por los cambios en el régimen de los escurrimientos, derivados del cambio climático.

ALCANCES

La metodología propuesta realiza el análisis de la capacidad de autodepuración con base en el balance del OD en un tramo de río.

Se incluyó en la metodología, el procedimiento para evaluar el efecto de las proyecciones de precipitación y temperatura de los escenarios de emisiones A1B, A2 y B1 y dos modelos de circulación general; el Hadley Centre Coupled Model, version 3 (**HADCM3**) y el desarrollado por el Max Planck Institute for Meteorology, quinta generación (**ECHAM5**), los cuales han sido recomendados para los estudios de cambio climático en México.

La metodología que se desarrolló en esta investigación se aplicó al río Magdalena como caso de estudio, considerando solamente como fuente de oxígeno disuelto la reaireación y como sumidero, la DBO carbonosa.

APORTACIONES

Como resultado del desarrollo del presente trabajo se obtuvo:

Una metodología aplicable a ríos que permite predecir cuantitativamente el comportamiento del proceso de degradación de materia orgánica biodegradable (capacidad de autodepuración) desde el punto de vista de los efectos del cambio climático.

El caso de estudio busca contribuir al conocimiento de los impactos a nivel local de los efectos del cambio climático en el río Magdalena, así como a la identificación de medidas que permitan la adaptación al cambio climático en el río Magdalena.

1 ANTECEDENTES

El cambio climático puede afectar la temperatura del agua y el régimen hidrológico e influir, por lo tanto, en la calidad del agua y en las características de los ecosistemas (Xia *et al.*, 2010; Hamilton, 2010).

La información relacionada con los impactos del calentamiento global en los procesos de las cuencas y los procesos ambientales sigue siendo limitada, ya que existe poca información de cómo los procesos a gran escala pueden influir en la escala local, de aquí que la evaluación en la escala regional tome importancia para entender la interacción entre los procesos ambientales y el cambio climático y así identificar los posibles efectos a nivel local (Marshall *et al.*, 2008 y Benítez *et al.*, 2010).

La mayoría de los estudios reportados se han enfocado a los problemas de disponibilidad del agua, y de los pocos que se refieren a los de su calidad y específicamente a la capacidad de autodepuración, estudian cuerpos de agua que se encuentran en latitudes diferentes a la de nuestro país y no en todos los casos se soportan en escenarios de cambio climático, sino en escenarios arbitrarios.

Los posibles efectos del cambio climático en la calidad del agua son poco conocidos (Whitehead *et al.*, 2009) y los mecanismos del impacto en la calidad del agua aún no se entienden completamente (Xia *et al.*, 2010); pero se atribuye el mayor impacto en la calidad del agua a la ocurrencia de eventos extremos, como precipitaciones intensas o sequías. De manera que un aumento en la frecuencia de estos eventos, podría modificar la calidad del agua por dilución o concentración de sustancias disueltas, por el incremento de la carga de sólidos suspendidos y los flujos de contaminantes asociados a la erosión del suelo, así como por el transporte de sedimentos (Xia *et al.*, 2010; Whitehead *et al.*, 2009).

En general, la relación entre la calidad del agua y el cambio climático es difícil de establecer y por esta razón a menudo no se considera en la mayoría de los estudios. El factor limitante para evaluar los posibles impactos del cambio climático es el desconocimiento del comportamiento de los sistemas de agua por sí mismo; esto puede atribuirse a la dificultad en la evaluación de la calidad del agua, en comparación con la relativa facilidad para estimar la disponibilidad de agua.

Para estimar la calidad del agua generalmente se requieren datos detallados sobre las fuentes y los sumideros de los parámetros de calidad; además la distribución espacial y temporal es con frecuencia heterogénea e implica la necesidad de una gran cantidad de datos para su evaluación (Voß *et al.*, 2012). Aún con este desconocimiento, el efecto del cambio climático en la calidad del agua y los ecosistemas empieza a ser investigado, debido a que su efecto es cada vez más reconocido como un factor importante, capaz de influir en la calidad del agua y las propiedades de los ecosistemas acuáticos (Xia *et al.*, 2010).

El incremento en la temperatura promedio del aire como consecuencia del calentamiento global ha sido demostrado ampliamente (Bates *et al.*, 2008). Los registros de temperaturas del aire y agua muestran que tienen una estrecha relación en la escala regional. Por ello, la precisión en la predicción de la temperatura del agua en corrientes de agua superficial, ha tomado un renovado interés debido a la amenaza del calentamiento global (Subehi & Fakhrudin, 2011).

La temperatura es uno de los factores más importantes que inciden en la calidad del agua superficial (Cassie *et al.*, 2001; Erickson & Stefan, 2000) ya que tiene una fuerte influencia en sus características físicas, químicas y biológicas; tales como la solubilidad del oxígeno disuelto (OD) y la rapidez con la que proceden las reacciones (Webb & Nobilis, 2007; Rehana & Mujumdar, 2012), entre otras. Por lo que es de esperarse que la reacción inmediata al cambio climático se presente en ríos y lagos (Xia *et al.*, 2010). La temperatura de estos cuerpos de agua se ve

influenciada también por los cambios en la temperatura del suelo, así como por las alteraciones del régimen hidrológico y las actividades antropogénicas (Van Vliet, *et al.*, 2011).

Se sabe que el incremento en la temperatura del agua lleva a la consecuente reducción del contenido de OD (Bates *et al.*, 2008), alcanzando incluso niveles críticos (Morril *et al.*, 2005), con la correspondiente reducción de su capacidad de autodepuración, y a la alteración de los patrones de mezclado (Bates *et al.*, 2008). Se ha encontrado que las temperaturas más cálidas en verano, en combinación con un ambiente rico en nutrientes, podrían causar variaciones en los niveles de OD (Mimikou, 2000).

Algunos autores consideran que no es suficiente considerar el incremento de la temperatura por cambio climático para estudios de impacto en la calidad del agua, ya que el efecto de la precipitación podría ser más pronunciado que el de la temperatura por sí misma (Kundzewicz & Krysanova, 2010; Hamilton, 2010). Así pues, debe haber un conocimiento de los cambios en temperatura y precipitación (Bates *et al.*, 2008) y cómo estos pueden influir en el régimen hidrológico de los ríos, así como en la contaminación por fuentes difusas y puntuales. En definitiva, es necesario saber cuáles son los indicadores apropiados que permitan identificar las manifestaciones del cambio climático en la calidad del agua (Kundzewicz & Krysanova, 2010).

Se espera que el aumento de la precipitación, contribuya al deterioro de la calidad del agua superficial, principalmente por el arrastre de contaminantes (Mimikou *et al.*, 2000). Aunque ese impacto es complejo, ya que podrán presentarse condiciones de mayor dilución de contaminantes, aumento en la velocidad de las corrientes y en consecuencia reducción de los tiempos de reacción que alteran los procesos de biodegradación. Además no se descarta que el incremento en el arrastre de sedimentos puede alterar la morfología de los cuerpos de agua (Whitehead *et al.*, 2009).

Por su parte la disminución en los caudales provoca una reducción en la velocidad del agua, mayores tiempos de residencia en los cauces (Whitehead *et al.*, 2009) y reducción de la capacidad de dilución; lo que implica el posible incremento en las concentraciones de contaminantes y de nutrientes (Prathumratana *et al.*, 2008; Bates *et al.*, 2008). Esto, a su vez, puede contribuir a la proliferación de algas (Whitehead *et al.*, 2009) y a la reducción en los niveles de oxígeno disuelto (Whitehead *et al.*, 2009; Prathumratana *et al.*, 2008; Mimikou, 2000), con la consecuencia de incrementar las concentraciones de contaminantes orgánicos, en particular de la DBO (Prathumratana *et al.*, 2008).

Rehana & Mujumar (2012), por su parte, encontraron que el río Tunga–Bhadra, sufrirá un deterioro significativo de la calidad del agua en términos de la concentración de OD, esto debido a que la capacidad de dilución se reducirá y así como las velocidades del cauce, como consecuencia de la disminución en los caudales. Mimikou *et al.* (2000), encontraron que se podría esperar el deterioro del agua, principalmente en el verano, como el incremento de la DBO y el nitrógeno amoniacal, así como la disminución del OD, debido a la pérdida en la capacidad de dilución y las bajas velocidades de la corriente del río Pinios, esta situación se deriva de la reducción del caudal, de acuerdo con escenarios de cambio climático. Otro ejemplo de esto, son las simulaciones realizadas para el río Támesis, donde encontraron el posible aumento del flujo en invierno y disminución en verano, podría provocar floraciones de algas (Cox y Whitehead, 2009).

Los posibles impactos en la calidad del agua descritos, indican que para atender el efecto del cambio climático, en los cuerpos de agua en nuestro país es necesario adquirir el conocimiento de cómo se presentarán regional y localmente los cambios en temperatura y precipitación, y cómo pueden influir en el caudal de los ríos y en la contaminación tanto por fuentes difusas como puntuales y, sin duda, identificar los indicadores necesarios para el seguimiento de evidencias de cambios en la calidad del agua de los ríos en particular. Para esto es necesario el

desarrollo de nuevas metodologías que permitan obtener un conocimiento más acertado sobre la calidad del agua.

Por lo anteriormente expuesto, esta investigación busca contribuir al desarrollo de un procedimiento metodológico que permita entender, cómo el incremento de la temperatura del aire y la variación de precipitación proyectadas por escenarios y modelos de cambio climático afectarán la autodepuración de los ríos del país, y se ejemplifica a través de un estudio de caso.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Autodepuración

La autodepuración del agua, es un conjunto de fenómenos físicos, químicos y biológicos, que tienen lugar en los ríos de modo natural que cumplen la función de la degradación de la materia orgánica presente de manera natural o la incorporada a un cauce, ya sea por los escurrimientos o la descarga antropogénica de forma deliberada. Esto lo realizan principalmente bacterias aerobias, que consumen materia orgánica en presencia de oxígeno disuelto. Además, las plantas acuáticas asimilan algunos componentes en forma de nutrientes, y están presentes otros procesos como el fotoquímico y la dilución.

La autodepuración es un proceso controlado por el oxígeno por lo que la capacidad autodepuradora de un río se mide por el balance de oxígeno disuelto (Rodríguez, 1983).

La capacidad de autodepuración depende principalmente de los siguientes factores: el caudal, que permitirá la dilución del vertido y facilitará su posterior degradación; la turbulencia, que favorece la disolución del oxígeno atmosférico al cauce, favoreciendo la actividad microbiana; la temperatura; la naturaleza y tamaño del vertido; la cantidad y la naturaleza de los contaminantes; así como la periodicidad de la descarga.

Los mecanismos de la autodepuración de un río están representados por cuatro zonas (Figura 2.1) según el nivel de contaminación y la fase de depuración (Unda, 1998 y Hernández, 1994).

Zona de degradación: Se produce al incorporarse agua residual al río, dando lugar a la presencia principalmente de sólidos suspendidos, turbiedad, se incrementa la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), comienza la biodegradación por parte de la flora microbiana y hay reducción de oxígeno; por lo

que se altera el entorno ecológico de las formas de vidas más delicadas, y la descarga continua contribuye a la posible desaparición de ellas; también se ven afectados algunos peces y algas, y aparecen otras especies acuáticas más resistentes.

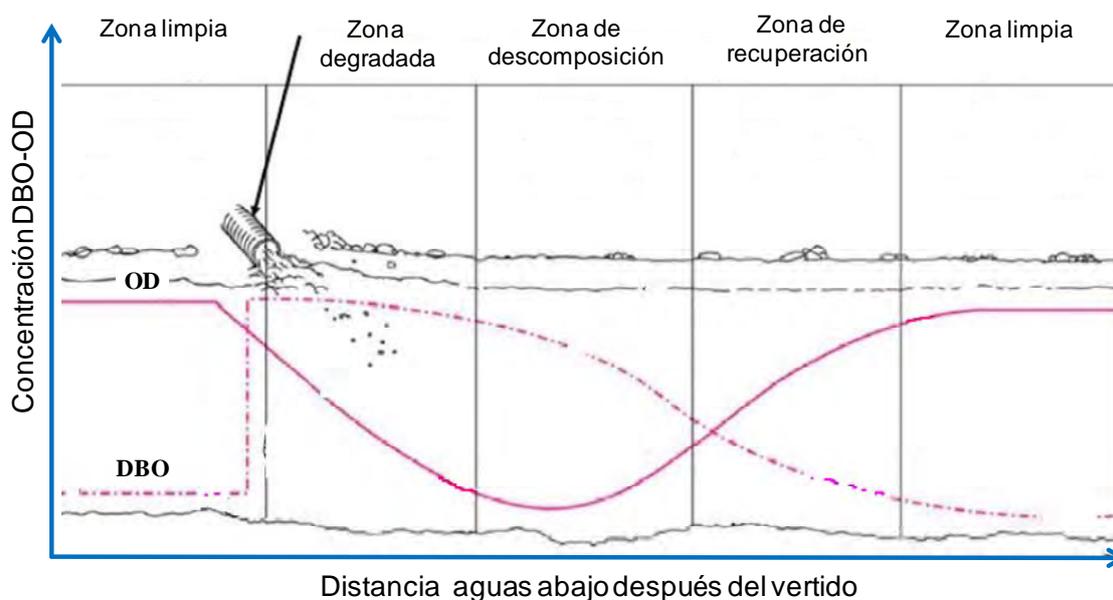


Figura 2.1. Zonas de autodepuración de un río.

Zona de descomposición activa: baja la concentración del oxígeno disuelto para después subir lentamente. En función de la magnitud de la carga contaminante podrá observarse que el agua se torna sucia, ennegrecida y con espuma, aparecen sólidos flotantes y llegan a percibirse olores desagradables debido al sulfuro de hidrógeno. La actividad biológica es alta y se desprenden gases (metano, hidrógeno, nitrógeno, ácido sulfhídrico). Cuando va disminuyendo la descomposición activa, se incrementa el oxígeno disuelto. En casos de fuerte contaminación y descomposición extremadamente activa puede retrasarse el paso a la zona siguiente.

Zona de recuperación: se incrementa la concentración de oxígeno disuelto, el agua se clarifica y reaparece la flora. La concentración del OD se debe a la transferencia de oxígeno de la atmósfera y/o el procedente de la actividad

fotosintética. Es posible que en esta etapa se encuentren sustancias como nitratos, sulfatos, fosfatos y carbonatos. La DBO disminuye y se incrementa progresivamente el contenido de oxígeno hasta alcanzar su nivel normal.

Zona de aguas limpias: se restauran las condiciones de oxígeno disuelto originales de la corriente, puede incluso ser cercana a la concentración de saturación. La flora y fauna se desarrollan de forma normal.

La velocidad de autodepuración depende de (Félez, 2009):

- ✓ Movimiento del agua: a mayor velocidad mayor autodepuración, ya que se oxigenará más rápidamente.
- ✓ Profundidad: a más profundidad, menos autodepuración debido a la escasez de oxígeno disuelto en la vertical.
- ✓ Superficie: Cuanto mayor sea la superficie, mayor será el contacto con el oxígeno del aire y será mayor la transferencia de masa aire/agua
- ✓ Presencia o ausencia de compuestos tóxicos para los microorganismos.

2.2 Modelo de Advección-Difusión-Reacción

Cuando se trata de describir matemáticamente el transporte de solutos, el punto habitual de partida para el desarrollo de las ecuaciones diferenciales es el balance entre la cantidad de masa que entra en un elemento volumétrico y la que sale.

Cuando una sustancia ingresa a una corriente de agua, su evolución estará determinada por:

- ✓ El transporte por advección, el cual se debe al flujo de la corriente que transporta una sustancia de una sección a otra, sin cambiar las características de la sustancia transportada (Chapra, 1997).

- ✓ El transporte por dispersión o difusión, se refiere al efecto combinado de la difusión molecular y la difusión turbulenta. Este tipo de transporte provoca que una sustancia se disperse y se diluya en el tiempo. En una escala microscópica la difusión molecular resulta del movimiento aleatorio Browniano de las moléculas de agua. Una clase similar de movimiento aleatorio ocurre en una escala mayor debido a la fluctuación de la velocidad de los componentes del agua alrededor de un valor medio y es llamado difusión turbulenta. Ambos movimientos tienen una tendencia a minimizar los gradientes o diferencias en la concentración de la sustancia por el movimiento de la masa de una región de alta concentración a otra de baja concentración (Chapra, 1997).
- ✓ Puede ocurrir también el incremento o disminución de masa del contaminante debido a reacciones del mismo, por sus características propias o por interacción con su entorno.
- ✓ Posibles entradas o salidas de caudal y materia (fuentes y sumideros) desde el exterior, por aportes o pérdidas. En este sentido, si se produce una incorporación de aportes de agua sin contaminante en una línea de flujo, tendrá lugar una disminución de las concentraciones del soluto en el agua (dilución).

La variación total de masa que se produce en un volumen de agua, en un determinado intervalo de tiempo, sigue la ley de conservación de masa y puede representarse mediante el siguiente balance, donde además se incluye el termino reactivo, $R(c)$, y las fuentes y/o sumideros, S_i .

$$\boxed{\text{Variación total de la masa}} = \boxed{\text{Flujo de entrada}} - \boxed{\text{Flujo de salida}} \pm \boxed{R(c)} \pm \boxed{S_i}$$

El proceso de difusión a través de un elemento volumétrico de control puede

La variación total de la masa de un volumen de control, con dimensiones tomadas por las longitudes diferenciales (dx , dy , dz) a lo largo de cada eje coordenado (x , y , z) donde el volumen es el producto de esas longitudes ($V=dx dy dz$) y el transporte de la concentración de una propiedad intrínseca (por unidad de volumen), C , presente en el volumen de control es, $C dx dy dz$, la rapidez de cambio o acumulación de una propiedad intrínseca es igual a la suma de flujos, o la tasa de transporte por unidad de tiempo, a través de todas las superficies de control, en donde además se incluyen el término reactivo y las fuentes o sumideros, está expresada por la ecuación [1]:

$$\frac{\partial C dx dy dz}{\partial t} = -\frac{\partial (uC dx dy dz)}{\partial x} dx - \frac{\partial (vC dx dy dz)}{\partial y} dy - \frac{\partial (wC dx dy dz)}{\partial z} dz + \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{\partial \psi dy dz C}{\partial x} \right] dx + \frac{\partial}{\partial y} \left[\frac{\partial \psi dx dz C}{\partial y} \right] dy + \frac{\partial}{\partial z} \left[\frac{\partial \psi dx dy C}{\partial z} \right] dz \pm R(c) \pm S_i \quad [1]$$

donde,

C : es la concentración de la sustancia difundida

D_m : es el coeficiente de difusión molecular

u : velocidad en la dirección x

v : velocidad en la dirección y

w : velocidad en la dirección z

Ψ : es una constante de proporcionalidad para la difusión

$R(c)$: término reactivo

S_i : fuentes o sumideros

Ésta ecuación tridimensional generalizada, sirve como base para desarrollar las ecuaciones de conservación, cantidad de movimiento, masa, y transporte de escalares en términos de variables instantáneas. Si se toman en cuenta los efectos provocados por la turbulencia, la ecuación [1], aplica únicamente al transporte de escalares y toma la siguiente forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial (uC)}{\partial x} - \frac{\partial (vC)}{\partial y} - \frac{\partial (wC)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left[(E_x + D_m) \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[(E_y + D_m) \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[(E_z + D_m) \frac{\partial C}{\partial z} \right] \pm R(c) \pm S_i \quad [2]$$

donde,

E_x : coeficiente de difusión turbulenta en la dirección x

E_y : coeficiente de difusión turbulenta en la dirección y

E_z : coeficiente de difusión turbulenta en la dirección z

Los coeficientes de difusión turbulenta (del orden de 10^2 a 10^6 cm²/s) son mucho mayores que los de difusión molecular (del orden de 10^{-4} a 10^{-5} cm²/s), por lo que éste último suele despreciarse: Así, el cambio en la calidad del agua en ríos, está gobernado por la ecuación de Advección-Difusión-Reacción, representada por la ecuación [3]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] - \left[\left(\frac{\partial v_x C}{\partial x} \right) + \left(\frac{\partial v_y C}{\partial y} \right) + \left(\frac{\partial v_z C}{\partial z} \right) \right] - R(C) + S_i \quad [3]$$

donde,

E_x : coeficiente de difusión turbulenta en la dirección x

E_y : coeficiente de difusión turbulenta en la dirección y

E_z : coeficiente de difusión turbulenta en la dirección z

$R(C)$: término reactivo

S_i : fuentes o sumideros

El primer término de la [ecuación 3] corresponde a la componente de dispersión. En él, el efecto que la dispersión produce en el transporte ocurre debido a los gradientes de concentración y se cuantifica a través del coeficiente de difusión. El segundo término corresponde al término advectivo y depende de la velocidad efectiva de la corriente y por tanto del caudal y la sección. El tercer término $R(C)$ representa el proceso de decaimiento de la sustancia. El término S_i , conocido como término "fuente" o "sumidero" toma en cuenta las ganancias o pérdidas del sistema.

En el caso de los ríos, el sistema puede representarse de forma unidimensional, bajo los siguientes supuestos:

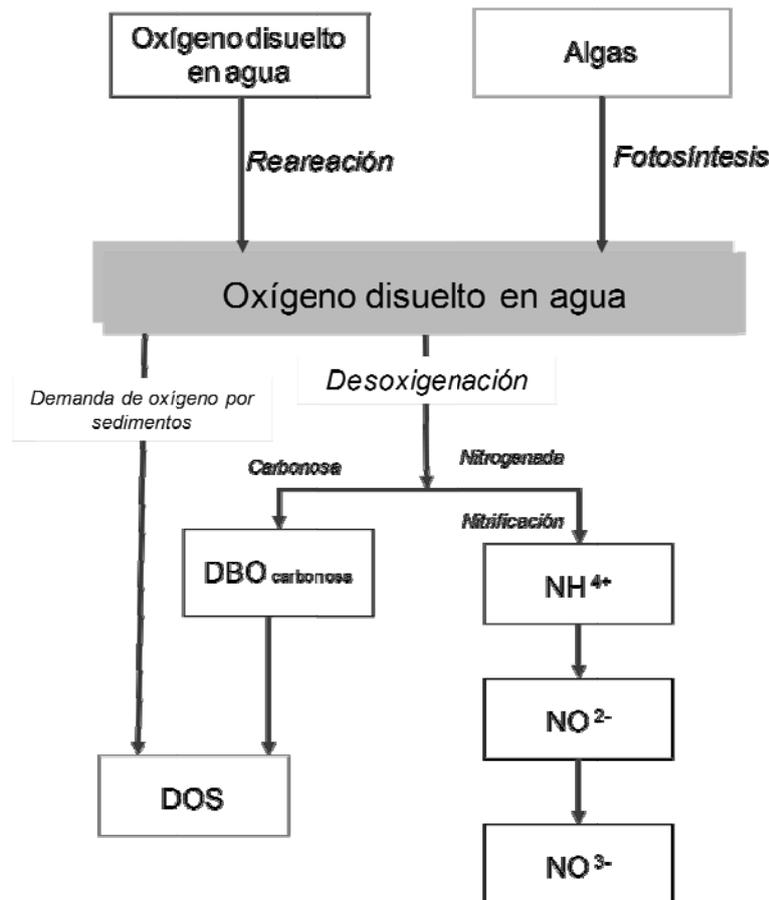
- ✓ En el elemento de control no existe variación de caudal ni de área en la sección transversal
- ✓ Se desprecia el fenómeno de dispersión molecular
- ✓ Se considera un flujo pistón
- ✓ Se supone estado estacionario, por ejemplo, en el supuesto de que hubiese vertidos, estos se realizan de forma constante en caudal y concentración
- ✓ Se admite velocidad constante en cada tramo
- ✓ Los coeficientes de dispersión turbulenta permanecen constantes en cada tramo

La ecuación resultante para una dimensión, una vez aplicadas las simplificaciones, es la siguiente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] - \left[\left(\frac{\partial v_x C}{\partial x} \right) \right] - R(C) + S_i \quad [4]$$

2.3 Modelo unidimensional aplicado al oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es una de las variables empleadas como indicador general de la calidad de un sistema acuático. En cierta medida, el nivel de oxígeno determina el tipo de procesos (aeróbicos o anaeróbicos) que tienen lugar durante la oxidación o reducción de material introducido de forma natural o de origen antropogénico en un cuerpo de agua. Las fuentes de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua incluyen la reaireación desde la atmósfera, la producción de oxígeno por fotosíntesis de plantas acuáticas, y las cargas externas de oxígeno disuelto (OD). Los consumos de OD, por su parte, incluyen la oxidación de material carbonoso (L) y nitrogenado (N), la demanda de oxígeno por sedimentos (S_B) y la respiración de plantas acuáticas (R) (Loucks *et al.*, 2005). En la Figura 2.2, se esquematizan los flujos de OD en un volumen de control.



Fuente: Lin (2001)

Figura 2.2. Representación conceptual del flujo de oxígeno en un volumen de control.

El trabajo de Streeter y Phelps (1925), se considera como la base de la modelación de oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo (Thomann & Muller, 1987; Loucks et al., 2005). Streeter y Phelps, modelaron el oxígeno disuelto en el río Ohio considerando el efecto del consumo de oxígeno disuelto por oxidación de la materia orgánica y el aporte del mismo mediante el proceso de reaireación (Chapra, 1997). La ecuación clásica de dicho modelo se deriva de una reacción consecutiva en la que el déficit de oxígeno producido por la oxidación biológica de materia orgánica (DBO) se ve posteriormente disminuido por la reaireación que tiene lugar en el cuerpo de agua. Tradicionalmente, el consumo de oxígeno

disuelto, en sistemas naturales acuáticos, como consecuencia de la degradación de la materia orgánica se considera mediante una cinética de primer orden.

Posteriormente, Thomas (1948) incorporó el efecto de la sedimentación de la materia orgánica y Camp (1963) el de la demanda de oxígeno por parte del sedimento. Entre los modelos más completos destacan los planteados por Dobbins (1964) y por O'Connor & Di Toro (1970). Thomann & Mueller (1987) publicaron una lista más completa de las fuentes y sumideros que pueden ser incluidas como variables en la ecuación de déficit de OD. En su trabajo incluyen a la reaeración, la oxidación de material carbonoso (L), y la nitrogenada (N), la demanda por sedimentos (SB), y el consumo por respiración (R) y el aporte de oxígeno por fotosíntesis (P) de los organismos acuáticos en los ríos profundos predomina el fitoplancton, en corrientes poco profundas, se encuentran plantas con raíces, macrófitas y perifiton (principalmente algas) (Chapra, 1997).

La ecuación para el déficit de oxígeno disuelto en un río con flujo de pistón para las fuentes y sumideros mencionados, los cuales se encuentran esquematizados en la Figura 2.2, está definida por las ecuaciones [5] a [10] (Schnoor, 1996).

El déficit inicial de oxígeno disuelto, D_o ; está definido por:

$$u \frac{dD}{dx} = -k_a D \quad [5]$$

La DBO carbonosa, L , se define como:

$$u \frac{dD}{dx} = -k_a D + k_d L \quad [6]$$

El consumo por DBO nitrogenada, N , está dada por:

$$u \frac{dD}{dx} = -k_a D + k_n N \quad [7]$$

La demanda de oxígeno por sedimentos, S_B , puede expresarse como:

$$u \frac{dD}{dx} = -k_a D + \frac{S_B}{H} \quad [8]$$

El efecto de la respiración-producción en la concentración del oxígeno disuelto, se define como:

$$u \frac{dD}{dx} = -k_a D + (R - P)_{promedio} \quad [9]$$

El déficit de oxígeno disuelto por fuentes no puntuales, se representa por:

$$u = -k_a D_b + k_d L_b \quad [10]$$

La combinación de las ecuaciones anteriores, da como resultado el modelo de Streeter-Phelps modificado [ecuación 11], la cual representa el déficit de oxígeno en un río.

$$D = D_o e^{-k_a \frac{x}{u}} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{k_n N_o}{k_a - k_n} \left(e^{-k_n \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{S}{k_a H} \left(1 - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{R - P}{k_a} \left(1 - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{k_b L_b}{k_a} \quad [11]$$

donde,

D : déficit de oxígeno disuelto, mg/L

D_o : déficit de oxígeno inicial, mg/L

L_o : concentración inicial de DBO carbonosa, mg/L

L_b : concentración inicial de DBO de fuentes difusas, mg/L

N_o : concentración inicial de DBO nitrogenada, mg/L

S : demanda de oxígeno por sedimentos, mg/L

P : producción de oxígeno por fotosíntesis, mg/s

R : consumo de oxígeno por respiración, mg/s

k_a : constante de reaeración, s^{-1}

k_b : constante de reacción de remoción de DBO por fuentes difusas, s^{-1}

k_d : constante de reacción de remoción de DBO_c, s^{-1}

k_n : constante de reacción de remoción de DBO_n, s^{-1}

u : velocidad promedio de la corriente, m/s

x : distancia, m

H : profundidad media de la corriente, m

Este modelo es considerado como la base de la modelación de la calidad del agua (Li *et al.*, 2012), está basado en el balance de masa entre las diferentes fuentes y sumideros de OD, y muchos de los actuales modelos son extensiones de él (Louks *et al.*, 1981; de Victorica, 1996). Ha sido empleado debido a su simplicidad y fácil uso, ha mostrado buena capacidad para describir el comportamiento de la concentración de oxígeno a lo largo de los ríos (Fan & Wang, 2006), además es posible utilizarlo en combinación con modelos hidrológicos (Fan *et al.*, 2012) y como herramienta de planificación y evaluación de estrategias de saneamiento (Stow *et al.*, 2007 y Domínguez *et al.*, 2005).

2.4 Herramientas disponibles para la simulación de calidad de agua

Existe una gran diversidad de paquetes de software o herramientas de modelación de la calidad de las aguas superficiales. Algunas instituciones han desarrollado portales en Internet donde se recopilan módulos de calidad de agua con acceso a documentación, referencias a los modelos e incluso se permite la comparación entre los mismos. Existen herramientas que simulan zonas de mezcla; ríos, lagos, estuarios, zonas costeras, humedales o cuencas que han sido diseñadas específicamente para los mismos. También existen paquetes tipo “elemento” o “caja” en donde el sistema natural se define mediante un conjunto de elementos o cajas relacionadas, son sistemas de los que solo se conoce su relación con el entorno pero no su estructura y comportamiento interno, solo se especifican las entradas y salidas, es decir, los datos y los resultados. Este tipo de herramientas han sido aplicadas a todo tipo de sistemas naturales.

Estas herramientas de modelación pueden clasificarse de la siguiente manera (Paredes, 2004):

- ✓ *Dimensional: uni bi o tridimensional*
- ✓ *Dinámica temporal: estacionario, dinámicos o cuasi-estacionarios*
- ✓ *Hidrodinámica: según tipo de sistema natural*
- ✓ *Enfoque: empíricos o mecanicistas.*

- ✓ *Procesos físicos considerados:* advección, dispersión
- ✓ *Constituyentes y procesos considerados*
- ✓ *Tipo de datos:* estocásticos o deterministas

Dentro de dichas herramientas, el software *CE-QUAL-W2*, es un modelo hidrodinámico y de calidad del agua en dos dimensiones (longitudinal y vertical) para ríos, estuarios, lagos, embalses y cuencas. Permite la modelación del proceso de eutrofización, considera factores como la temperatura, los nutrientes, las algas, el oxígeno disuelto y la materia orgánica en los sedimentos. Es capaz de modelar la calidad del agua en sistemas estratificados y no estratificados, así como la DBO carbonosa. Una limitación de la herramienta es el supuesto de mezclado completo en dirección lateral y la suposición de los valores hidrostáticos para la ecuación de momentum, (Environmental and Hydraulic Laboratories, 1986; Edinger y Buchak, 1975; Water Quality Research Group. Portlan State University. <http://www.cee.pdx.edu/w2/>).

Otro de los paquetes más utilizados es el *Qual-CE-RIV1*, ésta herramienta permite realizar una modelación hidráulica unidimensional, no estacionaria, e incluye diferentes elementos hidráulicos estructurales. Es aplicable en el caso en el que las variaciones laterales y verticales sean pequeñas. Consta de dos partes, un módulo hidrodinámico (RIV1H), el cual predice el transporte y el módulo de calidad de agua (RIV1Q). El módulo RIV1H, predice los flujos, las profundidades, las velocidades, los niveles de agua entre otras características hidráulicas. Por su parte el módulo RIV1Q, es capaz de predecir las variaciones en cada una de las siguientes variables: la temperatura, la DBO_c, el nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, los nitritos, el oxígeno disuelto, el fósforo orgánico disuelto, los fosfatos, las algas, el hierro disuelto, el manganeso disuelto, los coliformes y las macrófitas (EL-WES, 1990).

El Qual-I fue inicialmente desarrollado por la Junta de Desarrollo del Agua de Texas en los años sesenta y fue mejorado por la Agencia de Protección al

Ambiente de Estados Unidos (EPA) (TWDB, 1971). La mejora de varias versiones del modelo fue desarrollado por la EPA y tras una amplia revisión y pruebas las series del Qual-II se han usado ampliamente.

El QUAL2E, simula un máximo de 15 parámetros de calidad de agua en sistemas de flujo con ramificación. El módulo utiliza el método de diferencias finitas para la solución de las ecuaciones de transporte de masa advectivo-dispersivo y de reacción, realiza un balance para cada elemento en términos de caudal; un balance térmico en términos de la temperatura y un balance de materiales en términos de concentración.

Se limita a la simulación de períodos de tiempo constantes para el caudal del río y las descargas de agua residual. Puede aplicarse tanto para condiciones de estado estacionario como cuasi-dinámico, por lo que es una herramienta útil para la planificación. Cuando se aplica en estado estacionario, puede ser utilizado para estudiar el impacto de las descargas (magnitud, calidad y ubicación) en la calidad de la corriente. Por medio del modelo dinámico, se pueden estudiar los efectos de las variaciones diarias en datos meteorológicos, en la calidad del agua, principalmente en el oxígeno disuelto y la temperatura del agua, así como las variaciones diurnas del oxígeno disuelto debido a los cambios del crecimiento de algas y la respiración (EPA, 1995). El software QUAL2K (Q2K), es una versión modernizada del QUAL2E (Q2E). Es aplicable en las siguientes condiciones (Chapra *et al.*, 2008):

- ✓ Mezcla en la componente vertical y lateral.
- ✓ El sistema puede consistir en un río con tributarios.
- ✓ Condiciones en estado estacionario para la parte hidráulica.
- ✓ El calor y la temperatura son simuladas en función de la meteorología.
- ✓ Las variables de calidad del agua son simuladas en una escala de tiempo.
- ✓ Pueden simularse descargas puntuales y no puntuales.

- ✓ El carbono orgánico está expresado en dos formas para representar a la DBO.
- ✓ La demanda de oxígeno por sedimentos, y los flujos de nutrientes se simulan como una función de la materia orgánica, las reacciones entre los sedimentos y las concentraciones de las formas solubles.
- ✓ La extinción de luz se calcula en función de las algas y sólidos inorgánicos.

El SPAM, es un modelo de calidad de agua superficial elaborado por Hydroqual, en 1984, calcula el oxígeno disuelto, la DBO carbonosa y nitrogenada, los coliformes, además realiza el análisis simplificado en estado estacionario para segmentos finitos y multidimensional de sustancias tóxicas conservativas y no conservativas (Sarasti y Sala, 1996).

El modelo MULTI-SPM, elaborado por la Limno Tech Incorporation (LTI) en 1992 para la EPA, simula el oxígeno disuelto, la DBO carbonosa y nitrogenada y toxicidad amoniacal, en estado permanente y para una dimensión (Sarasti y Sala, 1996).

Otro software, es el MIKE 11, desarrollado por el Danish Hydraulic Institute (DHI), de origen hidráulico, al que se le ha incorporado un potente modelo de calidad. El módulo hidráulico permite la modelación de ríos o canales con la hipótesis de unidimensionalidad en modo estacionario o transitorio. Además, admite diferentes tipos de elementos estructurales como compuertas y pasos inferiores. El módulo de calidad permite modelar diferentes constituyentes como el OD, la DBO, el fitoplancton, el zooplancton, el nitrógeno, la temperatura, el fósforo, los coliformes, los sedimentos y metales pesados. En la modelación del OD se pueden establecer seis niveles de complejidad (DHI, 1999):

- ✓ El nivel uno, permite la modelación de la DBO con cinética de primer orden y el cambio del OD por la degradación de la DBO y el aporte de la reaireación.

- ✓ El segundo nivel, permite adicionalmente considerar el efecto de la sedimentación y la resuspensión de la DBO, así como de la demanda de oxígeno disuelto por parte de los sedimentos.
- ✓ El tercer nivel, incluye el efecto sobre el OD de la nitrificación del amonio y los nitritos.
- ✓ El cuarto nivel, adicionalmente, considera la posible desnitrificación.
- ✓ El quinto nivel, diferencia la parte suspendida de la particulada de la DBO.
- ✓ Finalmente se puede incorporar la consideración de sedimentos cohesivos y no cohesivos.

El software MIKE 21, aplicado para la simulación en dos dimensiones de flujos, oleaje, sedimentos, ecología de lagos, ríos, estuarios, bahías, mares y zonas costeras. Cuenta con herramientas para la *hidráulica medioambiental y ecología*, el cual incluye la simulación del transporte, la dispersión y el decaimiento de sustancias disueltas o en suspensión; también es posible considerar la dispersión y la transformación de sustancias en la superficie. Es utilizado para el pronóstico de derrames de hidrocarburos y la evaluación de escenarios de planes de contingencia. Cuenta adicionalmente con un laboratorio numérico para la modelización ecológica del crecimiento de fitoplancton, el zooplancton, las macro algas y la vegetación bentónica; modela las condiciones de oxígeno, la degradación de materia orgánica, la supervivencia de bacterias y los niveles de nutrientes en el agua (<http://www.dhi.es/Software/Marino/MIKE21.aspx>).

El MIKE 3, es un modelo para flujos superficiales en tres dimensiones. Aplicable en simulaciones de flujos, sedimentos, calidad de agua y ecología en ríos, lagos, estuarios, bahías, áreas costeras y mares. Su diferencia con el MIKE 21, radica en la herramienta del laboratorio numérico, en la cual, los procesos físicos, químicos y biológicos relevantes para problemas medioambientales y contaminación de aguas pueden ser integrados y simulados en combinación con uno de los modelos de flujo para una, dos o tres dimensiones (<http://www.dhi.es/Software/Marino/MIKE3.aspx>).

El paquete, RIOS IV, fue desarrollado por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales (CEPIS), para el modelado unidimensional en estado estacionario, del oxígeno disuelto, la DBO carbonosa y nitrogenada, los coliformes y análisis simplificados de sustancias tóxicas conservativas y no conservativas en ríos. Tiene la capacidad de analizar situaciones anaerobias. Permite la interacción con el usuario y tiene capacidad gráfica (CEPIS, 1995 <http://www.cepis.org.pe/sde/ops-sde/rios.html>). Reemplaza a RIOS II, RIOS III y SIMOX.

La herramienta, RIOS EP, modela la calidad del agua en estado estacionario y unidimensional para el oxígeno disuelto, la DBO carbonosa y la nitrogenada, los coliformes, así como análisis simplificados de sustancias tóxicas conservativas y no conservativas en ríos. Tiene la capacidad de analizar situaciones anaerobias. Permite interacción con el usuario en el ambiente *windows* y tiene capacidad gráfica (<http://www.cepis.org.pe/sde/ops-sde/rios.html>).

La herramienta CORMIX, es sólida y versátil para predecir tanto los aspectos cualitativos (el tipo de flujo) como cuantitativos (la relación de dilución, la trayectoria de la pluma) de la hidrodinámica resultante de la mezcla en diferentes configuraciones de cuerpos de agua, incluidos arroyos pequeños, grandes ríos, lagos, embalses, estuarios y aguas costeras. La metodología ha sido ampliamente comprobada por los desarrolladores a través de la comparación de los resultados de la simulación con datos de laboratorio. Es aplicable en una amplia gama de problemas, desde una simple descarga en un pequeño arroyo con mezcla rápida en la sección transversal hasta una mezcla compleja de múltiples descargas en aguas costeras altamente estratificadas (Jirka *et al.*, 1996).

La modelación de la calidad de un río requiere de la fortaleza de los datos de entrada en términos de información sobre la influencia hidrodinámica, geoquímica, atmosférica y antropogénica. Los diferentes modelos requieren para una completa modelación, de diversos datos de entrada en función de la frecuencia, el tipo de

contaminante, el tipo de cuerpo de agua y el tipo de método de solución. Sin embargo, un sistema fluvial es muy complejo y por lo tanto, el uso de un solo modelo no es suficiente para resolver simultáneamente toda la gama de fenómenos reales. Cada modelo tiene limitaciones debido principalmente a la aproximación matemática de la química y la física, y de los cambios biológicos que ocurren en el sistema (Sharma y Kansal, 2012).

2.5 Escenarios de emisiones y modelos de circulación general

2.5.1 Escenarios de emisiones

El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) (1994) establece que los escenarios son “una descripción coherente, internamente consistente y plausible de un posible estado futuro del mundo”.

Los escenarios de emisiones son imágenes alternativas de lo que podría acontecer en el futuro, y constituyen un instrumento apropiado para analizar de qué manera influirán ciertas variables (el crecimiento demográfico, el desarrollo socio-económico y el cambio tecnológico) en las emisiones futuras, para así evaluar el margen de incertidumbre de dicho análisis. Los escenarios son de utilidad para el análisis del cambio climático, y en particular en la creación de modelos del clima, para la evaluación de los impactos y para el establecimiento de las iniciativas de adaptación y de mitigación (IPCC, 2000).

Para la generación de escenarios de cambio climático para estudios de impacto, se hace necesario considerar más de un escenario socioeconómico-ambiental, por lo que los expertos del IPCC desarrollaron cuatro líneas evolutivas diferentes; cada una de ellas representa un cambio o tendencia demográfico, social, económico, tecnológico y medioambiental, algunos de estos cambios pueden variar positivamente y otros negativamente (IPCC, 2000). Estas cuatro líneas están agrupadas en dos grandes familias, los escenarios “A” y “B” (Tabla 2.1). Los

escenarios “A” describen un mundo futuro con alto crecimiento económico, mientras que en los “B”, el crecimiento es moderado (IPCC-WGI, 2001).

Tabla 2.1. Descripción de los escenarios de cambio climático.

Escenario	Descripción
A1	Rápido crecimiento económico, el crecimiento poblacional alcanza su máximo para mediados del siglo XXI, los mecanismos de mercado dominan la economía. Subdivisiones: A1F1 : dependencia en combustibles fósiles; A1T : dependencia en combustibles no-fósiles; A1B : dependencia balanceada de fuentes de energía.
A2	No dependencia económica regional, conservación de identidades locales, aumento continuo en la población, crecimiento económico a nivel regional
B1	Uso de tecnologías limpias y eficientes, reducción de consumo material, soluciones globales a problemas económicos y medioambientales, mejor distribución de la riqueza, el crecimiento poblacional alcanza su máximo para mediados del siglo XXI.
B2	Soluciones locales a problemas económicos y medioambientales; crecimiento poblacional menor que A2; menor cambio tecnológico que en B1 y A1. Este escenario actualmente ya ha sido superado

Fuente: Hulme *et al.*, 2002.

Las principales fuentes de incertidumbre en los escenarios de cambio climático (utilizados para evaluar los impactos potenciales) son (Palma *et al.*, 2008):

- a) incertidumbre en las emisiones: los escenarios de emisiones hacen grandes supuestos con relación al futuro de la economía, la población y la tecnología, pero no se conoce exactamente el destino de las emisiones o, lo que es lo mismo, no se conoce plenamente el ciclo del carbono (Mitchell & Hulme, 1999), Para tratar esta incertidumbre se sugiere el uso de al menos dos escenarios (Palma *et al.*, 2008).
- b) incertidumbres en la variabilidad natural: esta fuente de incertidumbre, está asociada con la variabilidad natural interna del sistema climático. El clima del futuro variará anual y decadalmente, debido a la naturaleza caótica del sistema climático. Para abordar esta fuente de incertidumbre se recomienda

utilizar los promedios de periodos de treinta años (2011 a 2040, 2041 a 2070, 2071 a 2100), usualmente llamados escenarios al 2020, 2050 y 2080. Esto reduce los efectos de la variabilidad natural esperada (Palma *et al.*, 2008).

- c) incertidumbres asociadas a los modelos climáticos: aun con el mismo escenario de emisiones, los modelos de circulación general simulan diferentes cambios climáticos globales y regionales, debido a las distintas formulaciones de los modelos que describen los distintos componentes del sistema climático, considerando distintas mallas, resoluciones, esquemas numéricos, parametrizaciones de procesos físicos (Gutiérrez & Pons, 2006). Para tratar con esta fuente de incertidumbre se sugiere el uso de las salidas de varios modelos de circulación general (Palma *et al.*, 2008).

2.5.2 Modelos de circulación general

El recurso más avanzado del que se dispone para el estudio del clima es, sin lugar a dudas, el conjunto de Modelos de Circulación General (GCM por sus siglas en inglés) de Atmósfera y Océano Acoplados (AOGCMs), que suman un par de decenas, 23 reportados, (Randall *et al.*, 2007). Estos modelos, basados en las leyes fundamentales de la física, simulan una gran variedad de los procesos que ocurren en un intervalo muy amplio de escalas espaciales y temporales, entre los diversos subsistemas climáticos. Dichos modelos poseen resoluciones espaciales que se han venido refinando en el transcurso del tiempo (ahora se dispone de resoluciones del orden de hasta $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$) y que permiten su aplicación a escalas regionales. Las variables sobre las que se presta más atención, por su importancia, son la temperatura de superficie y la precipitación y, comúnmente, los horizontes proyectados se extienden hasta el 2100 (Conde y Gay, 2008).

Para algunos estudios, la información que proveen los AOGCMs puede ser suficiente. En otras ocasiones, es necesario aplicar técnicas de regionalización para poder utilizar la información que proveen los modelos AOGCMs, de tal manera que el clima regional esté caracterizado no sólo por los factores de gran escala que aportarían los AOGCMs, sino también por factores regionales y locales que no son resueltos por estos modelos. Los métodos empleados para este propósito pueden ser 1) los modelos de circulación general de alta resolución; 2) los modelos regionales, o modelos anidados de área limitada (RCMs, por sus siglas en inglés) y 3) los métodos empírico-estadísticos o estadísticos-dinámicos. Es importante tomar en cuenta que cuanto mayor nivel de reducción de escala (temporal y espacial) se desee, mayor nivel de incertidumbre deberá asumirse debido a que cualquier método que se escoja para reducir la escala necesariamente introducirá incertidumbre adicional al escenario (Conde y Gay, 2008).

Para el caso de México, expertos del Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA), analizaron 20 modelos de circulación general para evaluar el desempeño de los modelos de reproducir el clima observado a escala mundial y para la región de México, a partir del MAGICC/SCENGEN, los estadísticos utilizados para esta evaluación fueron, el patrón de correlación, la raíz del error cuadrático medio, el sesgo y la raíz del error cuadrático medio corregida por sesgo (Wigley, 2008). Debido a que estos criterios no garantizan que un modelo que reproduzca adecuadamente el clima actual, logre reproducir el clima futuro bajo condiciones de cambio climático, la selección no debe ser considerada definitiva, por lo que los expertos de CCA consideraron adicionalmente como criterio, la resolución espacial de los diferentes modelos y la disponibilidad de corridas para distintos escenarios de emisiones (Conde *et al.*, 2011) así como los criterios sugeridos por el IPCC-TGICA (2007):

- ✓ Consistencia a nivel regional con las proyecciones globales
- ✓ Plausibilidad física y realismo
- ✓ Información apropiada para las evaluaciones de impactos (en resolución, horizonte y variables)

- ✓ Actualidad de las simulaciones (uso de los experimentos numéricos más recientes)
- ✓ Resolución espacial (la más alta resolución es generalmente la de la más reciente
- ✓ generación de modelos)
- ✓ Validez (que reproduzcan en lo posible el clima observado)
- ✓ Representatividad de los resultados (seleccionar salidas de modelos que den un rango representativo de los posibles cambios futuros)
- ✓ Comparabilidad con estudios anteriores
- ✓ Utilidad para los estudios de impactos, vulnerabilidad y adaptación

De acuerdo con estos criterios se eligieron tres modelos capaces de representar el margen de incertidumbre; es decir, que tengan un rango amplio en posibles incrementos de temperatura y, lo más importante, que proporcionen tanto incrementos como reducciones en la precipitación. De esta manera, y para los estudios de impacto para México, se sugiere generar escenarios de cambio climático con los modelos ECHAM5 (elaborado por el German Climate Research Center), HADGEM1 (elaborado por el Hadley Centre) y GFDL CM2.0 (elaborado por el US Geophysical Fluid Dynamics Laboratory) (Conde y Gay, 2008).

Las versiones y las principales características de los modelos de circulación general de cuyas proyecciones solo se tomaron las salidas para el estudio de caso, se describen brevemente a continuación.

2.5.2.1 HADCM3-Hadley Centre for Climate Prediction and Research

El modelo se denomina HADCM3, y fue desarrollado por Hadley Centre for Climate Prediction and Research, es un modelo acoplado océano-atmósfera descrito por Gordon (2000) y Pope (2000). Este modelo tiene una climatología de control estable.

La componente atmosférica del modelo tiene 19 niveles con una resolución horizontal de 2.5° de latitud con 3.75° de longitud, los cuales producen una malla global de 96×73 puntos; esto es equivalente a una resolución de $417 \text{ km} \times 278 \text{ km}$ sobre el ecuador, reduciéndose a $295 \text{ km} \times 278 \text{ km}$ en 45° de latitud, comparable con una resolución T42 (2.8×2.8 grados latitud-longitud). El modelo incluye parametrizaciones complejas de los intercambios de radiación solar y terrestre, incluyendo explícitamente los efectos de los gases de efecto invernadero y aerosoles, de los intercambios atmósfera-superficie-vegetación y de la formación de nubes y precipitación. También se simulan interactivamente la emisión, el transporte y deposición de compuestos de azufre.

La componente oceánica del HADCM3 tiene 20 niveles con una resolución horizontal de $1.25^\circ \times 1.25^\circ$, la cual hace posible la representación de importantes detalles de la estructura normal oceánica. En este submodelo se han incluido una serie de mejoras, entre las que cabe destacar la que permite la mezcla de agua del Mediterráneo con el Atlántico a través del Estrecho de Gibraltar, a pesar de que el gran tamaño de las celdillas impide que esté explícitamente resuelta por el modelo, así como la utilización de un mejor esquema para parametrizar los procesos del hielo marino y la acumulación de nieve.

Este modelo no se encuentra entre los recomendados para México, sin embargo, debido a que la proyecciones obtenidas para modelo HADGEM1 no arrojó resultados para el escenario B1, se decidió trabajar con las salidas del HADCM3, para el cual se contaba con estas salidas.

2.5.2.2 GFDL CM2.1-Geophysical Fluid Dynamics Laboratory

El modelo se denomina GFDL CM2.1 (desarrollado por el Geophysical Fluid Dynamics Laboratory Coupled Model, version 2.1), el cual es un modelo acoplado océano-atmósfera descrito por Delworth (2006) y Gnanadesikan (2006).

La componente atmosférica del modelo tiene una resolución aproximada de 2.5° x 2° latitud-longitud y 24 niveles. Esta resolución es suficiente para resolver en las latitudes medias, los grandes ciclones responsables de la variabilidad del clima. Sin embargo es demasiado burda, para reproducir huracanes o tormentas. El efecto de las nubes, dióxido de carbono y ozono están incluidos en el cálculo de la radiación solar. El ozono es especificado como una función de la latitud, altura y estación astronómica basada en las observaciones.

La componente oceánica del GFDL CM2.1, tiene una resolución de 1° x 1° latitud-longitud y 50 niveles en la vertical. Esta resolución es suficiente para resolver el sistema de corrientes ecuatoriales, pero es demasiado gruesa para capturar los remolinos de mesoescala (Delworth *et al.*, 2006).

Las simulaciones de la capacidad de autodepuración para el río Magdalena, para este modelo no se presentan en el documento, sin embargo se presentan sus características principales para el conocimiento del lector, ya que es uno de los modelos recomendados para estudios de impacto para el país.

2.5.2.3 ECHAM5-Max Planck Institute for Meteorology

El modelo se denomina ECHAM5 y fue desarrollado por el Max Planck Institute for Meteorology, es un modelo acoplado océano-atmósfera descrito por Jungclaus *et al.*, (2006). Es la versión más reciente de la serie del ECHAM. Se encuentra entre la lista de los modelos numéricos aplicados para el Cuarto Informe del IPCC.

Su componente atmosférica cuenta con una resolución de 1.9°X1.9°, con 31 niveles verticales. La componente oceánica presenta una resolución de 1.5 °X1.5°, lo que implica una resolución espacial de 50 x 50 km aproximadamente, cuenta 40 niveles en la vertical (Jungclaus *et al.*, 2006). Su aplicación tiene un doble interés, en primer lugar la escala de trabajo y por otro lado, es un modelo que ha sido validado en diferentes entornos geográficos (UPC-GHS 2009).

3 METODOLOGÍA PROPUESTA

La metodología que se propone para la evaluar el efecto del cambio climático en del proceso de autodepuración de un río consiste básicamente de cuatro etapas (Figura 3.1):

La primera consiste en la selección del modelo para oxígeno disuelto. Para ello es necesario caracterizar el río, morfológica e hidráulicamente; así como conocer aspectos biológicos como la flora y fauna acuática, para determinar si procesos como la fotosíntesis son importantes. Además de identificar los parámetros que caracterizan la calidad del río, debe describirse los sitios donde se presentan descargas y usos del agua, principalmente si hay extracciones para el abastecimiento de agua para consumo humano a lo largo del cauce. La caracterización permite determinar el número de secciones en las que se dividirá el río en estudio. Es deseable para estudios en el contexto de cambio climático, contar con datos históricos de precipitación, temperatura del aire, temperatura del agua, oxígeno disuelto y DBO para un periodo de 30 años. La selección del modelo se hará entonces de acuerdo a la calidad de la información histórica disponible y la caracterización del río en estudio.

La segunda etapa consiste en la construcción del escenario base para temperatura, precipitación y oxígeno disuelto. El escenario se construye a partir del modelo seleccionado, el análisis de los datos históricos que caracterizan al río para definir la tendencia del oxígeno disuelto y los valores calculados para las variables dependientes de la temperatura del agua. De esta forma, el escenario base permite proyectar el comportamiento de oxígeno disuelto sin considerar el efecto de cambio climático.

La tercera etapa consiste en la generación del escenario con cambio climático para el oxígeno disuelto. Para ello, se consideran las proyecciones de

precipitación y temperatura de los escenarios y modelos de cambio climático que se elijan, para incorporar el valor de las variables del modelo seleccionado que se verán afectadas (gasto del río por cambio en los escurrimientos, constantes de reacción por incremento de la temperatura, variables asociadas a cambios en las descargas de contaminación).

En la última deben analizarse los contrastes entre escenario base y escenario con cambio climático para cada combinación de escenarios y modelo de circulación general, este análisis conducirá a identificar la situación crítica para el proceso de autodepuración, a partir de la cual podrán indicarse posibles medidas de adaptación.

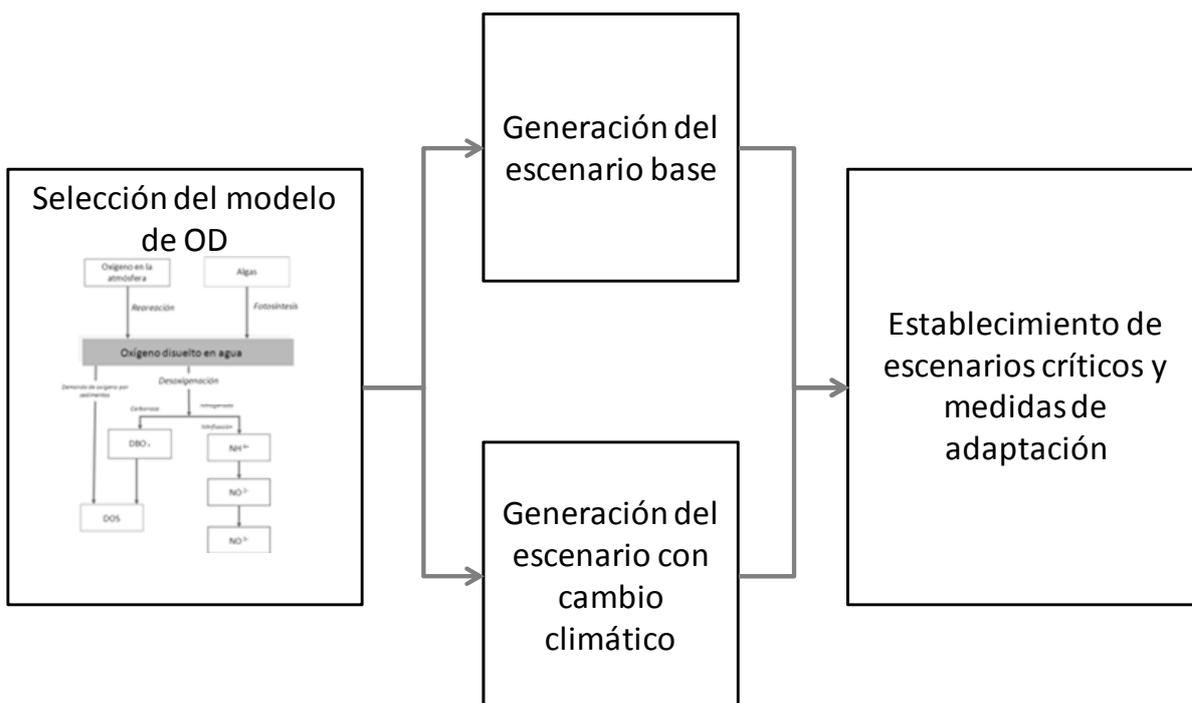


Figura 3.1. Metodología propuesta para evaluar el efecto de cambio climático en la autodepuración de ríos.

3.1 Selección del modelo de oxígeno disuelto

En esta sección se describe el procedimiento propuesto para la selección del modelo de oxígeno disuelto.

3.1.1 Modelo de oxígeno disuelto

En esta investigación se propone partir del análisis de la ecuación del modelo de Streeter-Phelps modificado (Schnoor, 1996) [ecuación 11] (la cual se describió en el apartado 2.3) para seleccionar las componentes del modelo de oxígeno disuelto que mejor representen el proceso de autodepuración en el río en estudio con base en sus características morfológicas, hidráulicas y de calidad del agua del río.

$$D = D_o e^{-k_a \frac{x}{u}} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{k_n N_o}{k_a - k_n} \left(e^{-k_n \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{S}{k_a H} \left(1 - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{R - P}{k_a} \left(1 - e^{-k_a \frac{x}{u}} \right) + \frac{k_d L_b}{k_a} \quad [11]$$

El modelo modificado considera todas las fuentes y sumideros posibles que ejercen una demanda de oxígeno disuelto en el agua, además de suponer al río como un reactor de flujo pistón, y establecer un balance para el oxígeno disuelto (D , D_o) y la materia biodegradable (L) en condiciones de estado estacionario. Los sumideros considerados son: la demanda de oxígeno por DBO nitrogenada (N), la demanda por sedimentos (S_B), la demanda por respiración de organismos acuáticos (R) y la demanda de oxígeno debida a fuentes no puntales (L_b); las fuentes de aportación de oxígeno al agua son por vía fotosintética (P) y por reaireación (k_a).

Para muchos estudios de caso, el modelo modificado podrá simplificarse hasta la versión inicial que propuso Streeter-Phelps en 1925 [ecuación 12]. Este ha sido el método más utilizado para la evaluación de la capacidad de un río de asimilar una descarga contaminante, incluyendo la entrada de oxígeno por transferencia desde el aire, expresada por un modelo cinético de primer orden (SARH, 1977) que describe el efecto conocido como purificación natural de las corrientes (Schnoor, 1996). Este modelo también establece un balance para el oxígeno disuelto y la materia biodegradable bajo condiciones de estado estacionario y conserva los supuestos básicos del modelo modificado. Es decir, el río se comporta como un reactor de flujo pistón, la principal fuente de aporte de oxígeno es el intercambio aire-agua y el principal sumidero es la DBO carbonosa.

$$D = D_o e^{-k_a \frac{x}{u}} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} (e^{-k_d \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}}) \quad [12]$$

donde,

D : déficit de oxígeno disuelto, mg/L

D_o : déficit de oxígeno inicial, mg/L

L_o : concentración inicial de DBO carbonosa, mg/L

u : velocidad promedio del cauce, m/s

k_a : constante de reaeración, s^{-1}

x : distancia, m

k_d : constante de reacción de remoción de DBO, s^{-1}

3.1.2 Efecto de la temperatura en las variables del modelo

Como se ha mencionado anteriormente, la temperatura del agua de los cuerpos de agua puede verse afectada por el cambio climático (Caissie *et al.*, 2001, Benyahya *et al.*, 2007). La temperatura del agua afecta en la rapidez de reacción de los procesos químicos y biológicos que influyen en la concentración del oxígeno disuelto en el agua. Por esto es importante determinar su variación con respecto a las temperaturas del aire que se esperan por efectos de cambio climático para incorporar al modelo de oxígeno disuelto seleccionado el cálculo del valor de las constantes de reacción y reaeración (k_d , k_n , k_a).

3.1.2.1 Relación temperatura aire-agua

Varios autores han desarrollado modelos para predecir la temperatura del agua A partir de la del aire y han encontrado que existe una fuerte relación entre ambas temperaturas (Weeb *et al.*, 2003, Gooseff *et al.*, 2005, Bogan *et al.*, 2006, Koch & Grünwald, 2010). Estos modelos se clasifican en dos categorías: los deterministas y los estadísticos (Benyahya *et al.*, 2007). Los deterministas son aproximaciones de causa y efecto entre las condiciones del sitio y los parámetros meteorológicos que influyen en la temperatura de los ríos; estos modelos

requieren una gran cantidad de datos incluyendo la geometría de la corriente, la hidrología y la meteorología (Caissie *et al.*, 2001, Benyahya *et al.*, 2007). Este tipo de modelos es recomendable cuando ocurre una mezcla de corrientes de diferente fuente y temperatura (Caissie *et al.*, 2001). Los modelos estadísticos pueden ser aplicados a corrientes diferentes al criterio de los deterministas (Benyahya *et al.*, 2007), requieren de pocos parámetros de entrada y son relativamente simples.

Caissie *et al.* (2001) y Benyahya *et al.* (2007), sugieren el uso de los modelos estadísticos para estudios que consideran el cambio climático, debido a que los modelos de circulación general simulan bien la temperatura del aire y brindan buenas aproximaciones para la temperatura. Para esta metodología se retoma esta sugerencia y se recomienda el uso de al menos uno de los siguientes métodos estadísticos: método de regresión, método de la componente anual y la correlación de datos medidos.

El método de regresión está basado en temperaturas máximas diarias o semanales (Mohseni *et al.*, 1998) [ecuación 13]; el método de la componente anual considera series de temperatura anual (variación estacional) y la variación en el corto plazo (residuales) [ecuación 14]. Con respecto al método de correlación de datos medidos, se sugiere que se realice con mediciones horarias y estacionales de temperatura de aire y agua.

$$T_w = \frac{\alpha}{1 + e^{\gamma(\beta - T_a)}} \quad [13]$$

donde,

T_w : temperatura estimada de la corriente, °C

T_a : temperatura máxima medida del aire, °C

α : temperatura máxima estimada del agua, °C

γ : es una función de la pendiente en el punto de inflexión, °C⁻¹

β : representa la temperatura del aire en el punto de inflexión, °C

$$T_w = a [\text{sen}(bx + c)] + \bar{T} \quad [14]$$

donde,

T_w : componente anual de la temperatura del agua al tiempo t , °C

a : amplitud media de la senoide , °C

$$b: \frac{360^\circ}{365 \text{ días}} = \frac{0.987^\circ}{\text{día}}$$

x : número de de días desde el 1° de octubre

c : coeficiente de la senoide, °C

T : temperatura media anual, °C

De acuerdo a las características del caso de estudio y a la disponibilidad de datos de temperatura seleccionar uno de estos métodos para integrarlo a la metodología que se propone. La estimación de la temperatura del agua, es el primer paso para calcular el valor de las constantes de reacción (k_d , k_n , k_a) del modelo de oxígeno disuelto seleccionado, dependientes de la temperatura del agua, tanto para los escenarios con y sin cambio climático.

3.1.3 Constantes de rapidez de reacción y de reaireación

El siguiente paso para correr el modelo de oxígeno disuelto comprende conocer la rapidez de cambio de las reacciones biológicas involucradas que están expresadas en las constantes k_d , k_n , para el río en estudio.

Como complemento a esta metodología deben seleccionarse los valores de las constantes de acuerdo al caudal, velocidad del agua, tipo de lecho y profundidad del río. En la Tabla 3.1 se presentan los intervalos de variación reportados en la literatura para valores de las constantes k_d , k_n , de acuerdo a diferentes condiciones en los cauces.

Tabla 3.1. Valores para las constantes de reacción y el factor de corrección por temperatura.

Condiciones	k_d (d ⁻¹)	k_n (d ⁻¹)	k_a (d ⁻¹)	θ
Intervalo típico	0.05-0.5	-	-	1.048
En ausencia de datos	$K_d = C \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434} \quad \text{para } H < 8 \text{ ft}$ $k_d = C \quad \text{cuando } H > 8 \text{ ft}$ <p>donde C = 0.3, para las corrientes bastante estables y fondos rocosos C = 0.2, para la mayoría de las corrientes inestables con fondos de sedimento fino</p> H: profundidad, ft	-	-	1.048
Intervalo típico	-	0.05-0.5	-	1.08
Aguas profundas, sedimentos en el fondo	-	0.2	-	1.08
Aguas poco profundas, fondo mixto rocoso	-	0.4	-	1.08
Aguas poco profundas, fondo completamente rocoso	-	0.6	-	1.08
Ríos lentos y profundos	-	-	0.1-0.4	1.024
Ríos rápidos y profundos	-	-	1.5-4.0	1.024
Ríos rápidos y poco profundos	-	-	4.0-10.0	1.024
Ríos grandes de baja velocidad	-	-	0.35-0.46	-
Ríos grandes con velocidad normal	-	-	0.46-0.69	-
Demanda de oxígeno por sedimentos	-	-	-	1.065
Producción primaria, (P-R)	-	-	-	1.066

Adaptado de: Schnoor, 1996; Thomann y Muller, 1987; US EPA, 1980; Peavy *et al.*, 1985; Hydrosience, 1971.

Una vez seleccionado el valor de las constantes de reacción, deben corregirse por efecto de la temperatura del agua [ecuación 15] con el valor de θ correspondiente a cada constante de reacción (Tabla 3.1).

$$k_2 = k_{1 a 20^{\circ}C} \theta^{(T-20)}$$

[15]

donde,

T : temperatura máxima del agua, para cualquier valor de temperatura en el intervalo de 0-30°C

θ : constante de Arrhenius

En el caso del cálculo de la constante de reaeración (k_a), que permite conocer la cantidad de oxígeno disponible en el cauce y que depende principalmente del intercambio de la temperatura aire-agua y de las características morfológicas del río, se recomienda incluir en esta metodología una de las ecuaciones que más comúnmente se aplican (Tabla 3.2) para el cálculo de esta constante. Una vez calculado el valor de k_a también debe corregirse por efecto de la temperatura con la [ecuación 15].

Tabla 3.2. Ecuaciones para el cálculo de k_a .

Método	Ecuación	Aplicabilidad				
		Caudal (m ³ /s)	Profundidad media (m)	Velocidad media (m/s)	Pendiente de energía (m/1000m)	k_a @ 20°C (día-1)
O'Connor y Dobbins (1958) y Chapra (1997)	$3.90 v^{0.5} y^{-1.5}$		0.30 - 9.9	0.15 - 0.49		
Hernández, (1994)	$(D_m v)^{0.5}$ donde, $D_m = 1.91 \times 10^3 (1.037)^{T-20}$			Bajas		
Churchill <i>et al.</i> , (1962) , Hernández, (1994) y Chapra, (1997)	$5.010 v^{0.969} y^{-1.673}$		0.61 - 3.35	0.55 - 1.52		
Krenkel y Orlob (1962)	$173 (Sv)^{0.404} y^{-0.66}$					
Owens <i>et al.</i> , (1964) Hernández (1994) y Chapra (1997)	$5.35 v^{0.67} y^{-1.85}$		0.12 - 0.73	0.03 - 0.55		
Langbein & Durum (1967)	$5.14 v y^{-1.33}$					
Cadwallader & McDonnell (1969)	$186 (Sv)^{-0.5} y^{-1}$					
Parkhurst & Pomeroy (1972)	$23 (1 + 0.1Fr^2)(Sv)^{0.375} y^{-1}$					
Tsivoglou & Wallace (1972)	$31200 Sv$	< 0.28				
Tsivoglou & Wallace (1972)	$15200 Sv$	0.28				
Smoot (1988) , Moog y Jirka (1998)	$543 S^{0.6236} v^{0.5325} y^{-0.7258}$					
	$1740 v^{0.46} S^{0.79} y^{0.74}$					

Método	Ecuación	Aplicabilidad				
		Caudal (m ³ /s)	Profundidad media (m)	Velocidad media (m/s)	Pendiente de energía (m/1000m)	k _a @ 20°C (día-1)
	$5.59 S^{0.16} y^{0.73}$					
O'Connor and Dobbins (1958)	$k_a = 3.93 \frac{u^{0.5}}{y^{1.5}}$		0.30-9.14	0.15-0.49	0.027-3.6	0.04-11.1
Churchill <i>et al.</i> , (1962)	$k_a = 5.026 \frac{u}{y^{1.67}}$	27-489	0.61-3.35	0.55-1.52	0.126-2.35	0.52-12.8
Owens <i>et al.</i> , (1964)	$k_a = 5.32 \frac{u^{0.67}}{y^{1.85}}$	0.08-1.03	0.12-0.73	0.03-0.55	0.156-10.6	0.71-113
Tsivoglou & Neal (1976)	$k_a = 31.183 v S$	0.0283-0.4247			0.095-56.8	0.08-305
Melching & Flores (1999) (Corrientes rápidas)	$k_a = 517 (vS)^{0.524} Q^{-0.242}$	0.0028-210	0.0457-3.05	0.003-1.83	0.01-60	-
	$k_a = 596(vS)^{0.528} Q^{-0.136}$			> 0.556		
Melching and Flores (1999) (flujo en canales)	$k_a = 88(vS)^{0.313} Q^{-0.353}$			< 0.556		
	$k_a = 142(vS)^{0.333} y^{-0.66} B_t^{-0.243}$			> 0.556		

Notas: k_a : Coeficiente de reaeración (d⁻¹); y : profundidad de flujo (m); S : pendiente; Fr : número de Froude; v : velocidad promedio de la corriente (m/s), D_m : Coeficiente de difusión molecular (ft²/día), g : aceleración de la gravedad (ft/s²), S_e : pendiente del gradiente de energía, n : coeficiente de Manning; B_t : ancho superficial del canal (m); Q : caudal (m³/s)

3.1.4 Concentración de saturación de oxígeno disuelto y déficit inicial de oxígeno

Para el balance del oxígeno disuelto es necesario conocer la concentración de saturación del oxígeno disuelto y el déficit inicial de oxígeno. La solubilidad del oxígeno atmosférico en agua dulce, a saturación, a nivel del mar a 16 °C y 1 atm, es del orden de 10 mg/L.

Cuando el río está libre de descargas de materia biodegradable y los niveles de OD son adecuados, factores como la temperatura del agua, la presión atmosférica parcial debida a la elevación (Chapra, 1997) y la concentración de sales disueltas pueden afectar la concentración de saturación. En particular, el efecto de la temperatura en el equilibrio de la solubilidad del oxígeno en agua, ha sido ampliamente estudiado, conociéndose que la solubilidad disminuye a medida que aumenta la temperatura.

Para incluir el efecto de la temperatura en la metodología propuesta, se sugiere usar una de las siguientes ecuaciones para corregir la concentración de saturación, O_s , con respecto a la temperatura máxima del agua [ecuaciones 16-18].

$$C_{OD}^{sat} = 14.652 - 0.41022 T + 0.007991 T^2 - 0.000007777 T^3 \quad (\text{Kadlec \& Knight, 1996}) \quad [16]$$

donde,

C_{OD}^{sat} : concentración en equilibrio de oxígeno disuelto a 1.0 atmósfera de presión, mg /L

T : temperatura máxima del agua, °C.

$$O_s = 0.0035T^2 - 0.3369T + 14.407 \quad (\text{Chapra, 1997}) \quad [17]$$

O_s : concentración de saturación de oxígeno disuelto, mg/L

T : temperatura máxima del agua, °C.

$$\ln(O_s) = -139.34411 + \frac{1.575701 \times 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \times 10^7}{T_a^2} + \frac{1.2438 \times 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_a^4} \quad \text{(APHA, 1995)} \quad [18]$$

donde,

O_s : concentración de saturación de oxígeno disuelto a 1 atm, mg/L

T_a : temperatura máxima del agua, K

Para contemplar el efecto de la presión atmosférica en la metodología propuesta se sugiere usar la siguiente ecuación para corregir la concentración de saturación [ecuación 19].

$$O_{sp} = O_{sp1} p \left[\frac{(1 - \frac{p_{wv}}{p})(1 - \theta p)}{(1 - p_{wv})(1 - \theta)} \right] \quad [19]$$

donde,

p : presión atmosférica, atm

O_{sp} : concentración de saturación de oxígeno disuelto a una presión dada, mg/L

O_{sp1} : concentración de saturación de oxígeno disuelto a 1 atm, mg/L

p_{wv} : presión parcial de vapor del agua, atm

p_{wv} puede calcularse con:

$$\ln p_{wv} = 11.8571 - \frac{3840.70}{T_a} - \frac{216961}{T_a^2} \quad [20]$$

donde,

$$\theta = 0.000975 - 1.426 \times 10^{-5} T + 6.436 \times 10^{-8} T^2 \quad [21]$$

Finalmente, el déficit inicial de oxígeno disuelto D_o [ecuación 22] se estima como la diferencia entre la concentración de saturación y el oxígeno disuelto del agua (Schnoor, 1996):

$$D_o = O_s - OD_i \quad [22]$$

donde,

D_o : déficit inicial de oxígeno disuelto, mg/L

O_s : concentración de oxígeno disuelto en la saturación, mg/L

OD_i : oxígeno inicial en el agua, mg/L

3.1.5 Estimación de fuentes y sumideros de oxígeno disuelto en el modelo

En ésta sección se describe el procedimiento para la estimación de las fuentes y sumideros, involucrados en el modelo de oxígeno disuelto.

3.1.5.1 Determinación de demanda por DBO carbonosa

La demanda de oxígeno por DBO carbonosa, L , indica la rapidez con la que se consume el oxígeno disuelto del agua en una corriente como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica carbonosa y se calcula con el objeto de conocer la cantidad de oxígeno que perderá el cuerpo receptor (Chapra, 1997).

Los datos de L pueden obtenerse de sitios de monitoreo localizados en el río o bien determinarse en laboratorio (APHA, 1995).

3.1.5.2 Determinación de DBO nitrogenada

La DBO nitrogenada, N , es la demanda de oxígeno por la oxidación de las diversas formas de nitrógeno. Los compuestos nitrogenados que se encuentran en el agua incluyen el nitrógeno orgánico, amoniaco, amonio, nitritos y nitratos.

La DBO nitrogenada se puede determinar en laboratorio de manera análoga a la determinación de la DBO carbonosa, o bien utilizar la siguiente relación (Chapra, 1997):

$$L_o = 4.57TKN \quad [23]$$

donde,

L_o : concentración inicial de DBO nitrogenada, mg/L

TKN: nitrógeno total Kjeldahl, mg/L

La demanda por DBO nitrogenada, N , puede ser despreciada del modelo de oxígeno disuelto cuando el río en estudio presente temperatura del agua menor a 10 °C, la concentración promedio de oxígeno disuelto sea menor a 1.5 mg/L o la carga de DBO carbonosa sea alta.

3.1.5.3 Determinación de la demanda por sedimentos

La demanda de oxígeno por sedimentos (S_B) puede representar una gran parte del consumo de oxígeno en las aguas superficiales. Los factores que influyen sobre la demanda de oxígeno por sedimentos incluyen la temperatura, la concentración de oxígeno en la interfase entre el sedimento y el agua, las características del sedimento, la velocidad del agua a través de los sedimentos, la química del agua, y la comunidad biológica presente (Bowie *et al.*, 1985).

Los depósitos de lodo que provocan demanda de oxígeno por descomposición béntica generalmente conducen a la estabilización de sólidos volátiles. En el centímetro superior de lodo existen normalmente condiciones aerobias, mientras que por debajo de esa capa hay descomposición anaerobia. Durante el proceso se consolida el lodo y el líquido intersticial se desplaza hacia la capa superior.

Algunas investigaciones han concluido (Fillos & Molof, 1972) que existe una altura crítica del sedimento entre 8 y 10 cm, por encima de la cual la tasa de demanda de oxígeno es independiente de la profundidad del lodo.

Para el caso de lecho de ríos donde la actividad por descomposición sea importante, se sugiere integrar al modelo uno de los cuatro procedimientos que a continuación se explican para evaluar la demanda por sedimentos, S_B .

Fillos & Molof (1972), sugieren que la demanda de oxígeno de depósitos bentales puede calcularse por la siguiente fórmula empírica que estima en función de la concentración de oxígeno disuelto:

$$S_B = A(1 - e^{-1.22*OD}) \quad [24]$$

donde,

S_B : Demanda de oxígeno por depósitos bentales, $\frac{g}{m^2 d}$

OD : Concentración de oxígeno disuelto, mg/L

A : es un valor constante que depende de la naturaleza del sedimento, $\frac{g}{m^2 d}$.

El oxígeno disuelto no tiene mayor acción en S_B a partir de valores mayores a 2 mg/L. Los valores de la constante A van normalmente de 0.5 a 9; en la Tabla 3.3 se muestran los valores que puede tomar “ A ”.

Tabla 3.3. Valores reportados para “ A ”.

Tipo de fondo	Profundidad (cm)	A ($\frac{g}{cm^2 d}$)
Lodo de desagüe municipal	0.1	0.1-0.4
Lodo de desagüe municipal	4.0	2.0-3.0
Lodo de desagüe municipal	0.1	0.1-0.2
Lodo de desagüe municipal	4.0	4.0-6.0
Lodo con arena	2.5	4.0-5.0
Lodo con arena	7.5	7.0-8.0
Barro natural en río	2	3.0-4.0
Barro natural en río	25.0	5.0-7.0
Fondos arenosos	Promedio máximo 10	0.4-0.8

Fuente: Fillos & Molof, 1972; Thoman, 1972.

Otro modelo para el cálculo del consumo de oxígeno disuelto por efectos de los sedimentos cuando se conoce el tipo de sedimento (Tabla 3.4) es (Tchobanoglous & Schroeder, 1985):

$$S_B = \frac{S_B^*}{H} \quad [25]$$

donde,

S_B : consumo de oxígeno por sedimentos, $\frac{g}{m^2 d}$

S_B^* : consumo de oxígeno por sedimentos según el tipo de sedimento, $\frac{g}{m^2 d}$

H : profundidad promedio de la corriente, m

Tabla 3.4. Valores típicos para S_B^* a 20°C según el tipo de sedimento.

Tipo de sedimento	Valor típico para S_B^* ($\frac{g}{m^2 d}$)
Bacterias filamentosas ($10 \frac{g}{m^2}$)	7.0
Lodos del desagüe municipal, cerca de la descarga	4.0
Lodos viejos del desagüe municipal, corriente debajo de la descarga	1.5
Lodo de estuario	1.5
Fondo arenoso	0.5
Suelos minerales	0.07

Fuente: Tchobanoglous & Schroeder, 1985.

Existe también la formula de Pomeroy [ecuación 26] para el cálculo del consumo de oxígeno por sedimentos (Hernández, 1994), la cual no toma en cuenta la cantidad de lodos producidos o el tipo de éstos, y en cambio considera las características hidráulicas del cauce:

$$S = \frac{5.3 * OD(i * v)^{1/2}}{R_H} \quad [26]$$

donde,

OD : concentración de oxígeno disuelto, mg/L

i : pendiente del tramo, adimensional

v : velocidad del tramo, m/s

R_H : radio hidráulico, m

Finalmente, cuando no se cuenta con datos para el cálculo de la demanda de oxígeno por sedimentos, Schnoor (1996) sugiere valores de $0.1-1.00 \frac{g}{m^2 \cdot d}$ para corrientes con contaminación de natural a baja y para corrientes con contaminación de moderada a alta valores de $5-10 \frac{g}{m^2 \cdot d}$.

La demanda por sedimentos puede ser despreciada cuando en el río no exista la sedimentación de materia orgánica y la velocidad promedio de la corriente sea mayor de 0.2 m/s (Yu & Salvador, 2005).

3.1.5.4 Determinación por respiración de organismos acuáticos

La demanda de oxígeno por respiración de los organismos acuáticos, típicamente se basa en la estimación de la clorofila *a* la cual es una medida de los pigmentos verdes y de la biomasa del fitoplancton. La [ecuación 27] de respiración se basa en la concentración de clorofila *a*, la temperatura, la relación estequiométrica del oxígeno y la producción de clorofila *a* (Thommann & Mueller, 1987).

$$R = a_{op} (0.1)(1.08)^{T-20} P \quad [27]$$

donde,

R: tasa de respiración de fitoplancton, $\frac{g}{L \cdot d}$

a_{op}: relación estequiométrica oxígeno-clorofila *a* producida, adimensional

P: concentración de clorofila, $\mu\text{g} / \text{L}$

T: temperatura máxima del agua, ° C

Como segunda opción se propone la siguiente ecuación para el cálculo de la respiración de organismos acuáticos relacionada con la clorofila *a* (Wu-Seng, 2001):

$$R = 0.025 Chla \quad [28]$$

donde,

Chla: concentración de clorofila *a*, $\mu\text{g}/\text{L}$

Para los casos en los que no se cuente con datos, Schnoor (1996) reporta valores típicos para el consumo de oxígeno por respiración de $1-10 \frac{mg}{L \cdot d}$.

3.1.5.5 Determinación de aporte de oxígeno por fotosíntesis

La acción fotosintética presenta fuertes variaciones dependiendo de la contaminación del cauce, de la velocidad de la corriente, de la profundidad, de la temperatura, del contenido de nutrientes o la radiación solar. Sí bien existen modelos para estimar la producción de oxígeno por fotosíntesis, dichos modelos son complejos y de difícil aplicación (Hernández, 1994). Según Thomann & Mueller (1987), hay tres formas de medir la producción de oxígeno a través de la fotosíntesis en los cuerpos de agua: a) las botellas claras y oscuras, b) la ecuación de la clorofila *a*, y c) la ecuación diurna. A continuación se describen cada uno de estos métodos.

3.1.5.5.1 Botellas claras y oscuras

El método de las botellas claras y oscuras, fue desarrollado por Eugene Odum (1956). Es aplicable a aguas que contiene fitoplancton y consiste en colocar una muestra de agua en botellas de vidrio y exponer a la luz solar. El fitoplancton en el interior de la botella realiza la fotosíntesis y produce oxígeno y, al mismo tiempo, el fitoplancton respira y hace uso del oxígeno. Este método implica la corrección para la DBO, ya que en las botellas se presenta la sedimentación, el oxígeno se consume a través del proceso de DBO. Este método sólo es aplicable para medir la producción de oxígeno por el fitoplancton; además, cuando la concentración de clorofila sea menor a $1 \mu\text{g/L}$ no se recomienda el uso de esta técnica (Cathey, 2005). Las contribuciones de oxígeno disuelto por las raíces de las plantas acuáticas o el perifiton no se toman en cuenta en este método.

3.1.5.5.2 La ecuación de la clorofila *a*

El método de la ecuación de la clorofila *a* se basa en el supuesto de que la producción de oxígeno del fitoplancton en una corriente de agua puede calcularse asignándole una masa de clorofila por volumen de agua. La clorofila *a* es una medida de la concentración del pigmento en las plantas verdes, por lo tanto, es un indicador indirecto de la biomasa del fitoplancton, así entonces, puede utilizarse como una medida de la producción de oxígeno por el fitoplancton. Sin embargo, debido a que la fotosíntesis depende también de la presencia de la luz y los nutrientes, la producción fotosintética de oxígeno, es también un factor de la profundidad, la radiación solar, el coeficiente de extinción, y los nutrientes (Thomann & Mueller, 1987). Este método no considera las raíces de plantas acuáticas ni el perifiton. La ecuación propuesta para la determinación de la concentración de la clorofila *a* es la siguiente:

$$P_a = [a_{op} G_{\max} (1.066)^{T-20} P] G(I_a) \quad [29]$$

$$G(I_a) = \frac{2.718f}{K_e H} [\exp(-\alpha_1)] - \exp(-\alpha_0) \quad [30]$$

$$\alpha_0 = \frac{I_a}{I_s} \quad [31]$$

$$\alpha_1 = \frac{I_a}{I_s} \exp(-K_e H) \quad [32]$$

donde,

$G(I_a)$: factor adimensional de atenuación de luz a través de la profundidad y durante un día

I_s : radiación solar en la que el fitoplancton crece a su máximo nivel, Ly /d

I_a : radiación solar promedio durante un día, Ly /d

K_e : coeficiente de extinción, m^{-1}

H : profundidad del agua, m

a_{op} : relación mg OD/mg clorofila a

G_{max} : máxima tasa de crecimiento del fitoplancton, d^{-1}

P : concentración de clorofila, $\mu g/L$

T : la temperatura del agua, $^{\circ} C$

P_a : producción bruta de oxígeno a través de la fotosíntesis, $\frac{mg}{L \cdot d}$

f : relación $CDBO_U/CDBO_5$

$CDBO_5$: Demanda bioquímica de oxígeno carbonosa a 5 días, mg/L

$CDBO_U$: Demanda bioquímica de oxígeno carbonosa última, mg/L

En ausencia de datos, la Tabla 3.5, proporciona valores propuestos en la literatura para la ecuación de clorofila a .

Tabla 3.5. Valores propuestos para la ecuación de la clorofila a .

Variable	Valor
I_s	250 - 500
I_a	112 - 289 langleys por día
a_{op}	0.1-0.3
G_{max}	1.5 - 3.0 d^{-1}

Fuente: Thomann & Mueller (1987)

Wu-Seng (2001) propone la siguiente ecuación para determinar la producción de oxígeno por la vía fotosintética:

$$P = 0.25 Chla \quad [33]$$

donde,

$Chla$: concentración de clorofila a , $\mu g/L$

3.1.5.5.3 Ecuación diurna

El método de la ecuación diurna consiste en la aplicación de la ecuación de Di Toro (1975) [ecuación 34] que relaciona el ciclo diario del oxígeno disuelto con la producción de oxígeno en un cuerpo de agua. En este método, el oxígeno disuelto es medido periódicamente durante un día. El aumento en oxígeno disuelto durante las horas de luz y su disminución durante la oscuridad se utiliza para calcular la producción bruta de oxígeno.

$$P_a = \left\{ \frac{0.5K_a [1 - \exp(-K_a t)]}{[1 - \exp(-0.5K_a t)]^2} \right\} \Delta C \quad [34]$$

donde,

P_a : producción fotosintética de oxígeno, $\frac{mg}{L \cdot d}$

k_a : constante de reaeración, d^{-1}

t : tiempo, d

ΔC : variación diaria de la concentración de oxígeno disuelto, mg/L

En ausencia de datos, Schnoor (1996) sugiere valores para la producción máxima diaria por fotosíntesis de 2-20 $\frac{mg}{L \cdot d}$.

El aporte por fotosíntesis puede ser despreciado en el caso de ríos con alta turbiedad, color y velocidad media de 0.2 m/s (Yu & Salvador, 2005).

3.2 Escenario base

El escenario base o línea base corresponde a la condición de referencia de un sistema con respecto al cual se mide el cambio. En los estudios de cambio climático se emplean generalmente series de 30 años de datos para establecer la condición de referencia de un sistema, por considerar que en ese lapso de tiempo se presentaron todas las variaciones posibles que pueden darse en la región bajo estudio (Conde, 2003). El IPCC recomienda que, siempre que sea posible, debe adoptarse de 1961 a 1990 como el período de referencia climatológica.

En las secciones siguientes se detalla el procedimiento para la construcción del escenario base el cual está soportado en la estimación mensual del modelo de oxígeno disuelto, dado que interesa conocer el comportamiento estacional de la capacidad de autodepuración en ríos; con el propósito de facilitar la explicación se hará referencia al horizonte 2020.

3.2.1 Temperatura del aire y agua

La temperatura del aire de referencia o base puede determinarse a partir de la temperatura máxima promedio mensual histórica disponible. Si el escenario base se construye para el año, por ejemplo 2020, entonces es necesario determinar estadísticamente la ecuación (la aproximación lineal es aceptable) que represente la tendencia mensual de los datos históricos; para construir a partir de ésta las proyecciones para las condiciones futuras, en este caso el horizonte 2020. De esta forma, para cada uno de los meses del año se obtiene la ecuación que represente la tendencia de la temperatura máxima con la cual se generará la temperatura máxima mensual sin cambio climático, T_{max-r} .

3.2.1.1 Temperatura del agua

A partir de la T_{max-r} , deberá obtenerse la temperatura máxima promedio mensual del agua para el escenario base, T_{a-r} ; la cual se estimará aplicando las ecuaciones [13 o 14] o por medio de la correlación de datos observados de temperatura del aire y agua, preferiblemente medidos cada hora.

3.2.2 Precipitación y parámetros relacionados

Para obtener los valores de la precipitación de referencia se analizan los datos históricos en periodos de treinta años. Es decir, se construirán serie de la precipitación acumulada mensual de los datos históricos disponibles. A manera de ejemplo, se presentan el análisis de los registros históricos para el caso de estudio

correspondiente al periodo 1968-2007, para la estación Desviación Alta al Pedregal, entonces se agrupan, como se indica en la Tabla 3.6, para obtener el promedio de precipitación acumulada en periodos progresivos de 30 años.

Tabla 3.6. Precipitación acumulada promedio para el mes de Marzo (Estación Desviación Alta al Pedregal 9020).

MARZO	Precipitación acumulada (mm)
1968-1997	0.3283
1969-1998	0.3274
1970-1999	0.3474
1971-2000	0.3612
1972-2001	0.3528
1973-2002	0.3486
1974-2003	0.3703
1976-2005	0.4051
1977-2006	0.4093
1978-2007	0.3986

Para cada serie mensual se obtiene la curva de tendencia y la ecuación respectiva para obtener la precipitación acumulada proyectada (Tabla 3.7), correspondiente al horizonte 2020 (2011-2040).

Tabla 3.7. Precipitación proyectada para el mes de Marzo.

MARZO	Precipitación proyectada (mm)
1979-2008	0.4270
1980-2009	0.4365
1981-2010	0.4460
1982-2011	0.4555
1983-2012	0.4650
1984-2013	0.4745
1985-2014	0.4840
1986-2015	0.4935
1987-2016	0.5030
↓	↓
↓	↓
2011-2040	0.7310

La precipitación proyectada de acuerdo al comportamiento histórico para el horizonte del escenario base, es necesaria para introducir su efecto al modelo de oxígeno de disuelto a través del parámetro del caudal del río. Para ello, se obtiene un factor (F_{2020}) mensual que permite proyectar el caudal del río sin considerar el efecto del cambio climático, a partir de dividir el valor de la precipitación acumulada mensual proyectada entre la correspondiente precipitación acumulada histórica de la última serie de 30 años:

$$F_{2020} = \frac{0.7310 \text{ mm}}{0.3986 \text{ mm}} = 1.8339$$

3.2.2.1 Caudal, velocidad y tirante

El valor del caudal para el escenario base se calcula para cada mes del año del horizonte seleccionado; como ilustración elegimos el 2020, y se aplica el factor mensual estimado en el apartado anterior, F_{2020} , al caudal medido del río. De aquí se obtendrá el caudal mensual correspondiente al año de corte 2020 sin considerar cambio climático, Q_r .

Para obtener la velocidad (v) y el tirante (y) del río para los valores de caudal mensual para el escenario base, se corrigen estas dos variables con la aplicación de la ecuación de Manning (Aparicio, 2008).

En este punto se han obtenido las características morfológicas corregidas del río sin cambio climático.

3.2.3 Selección de las variables dependientes de la temperatura del agua

En este apartado se describe el procedimiento propuesto por esta investigación para la selección de las variables que se ven afectadas por la temperatura del agua para el escenario base. Las variables que dependen de la temperatura en el proceso de autodepuración son: la constante de reaireación (k_a), la constante de

decaimiento para la DBO carbonosa (k_d), la constante de decaimiento para la DBO nitrogenada (k_n), la concentración del oxígeno disuelto de saturación (O_s) y el inicial (OD_i), así como el déficit inicial (D_o), la producción (P) y consumo de oxígeno disuelto (R).

3.2.3.1 Constantes k_a , k_d , k_n

La ecuación para la estimación de constante de reaireación, k_a , o el valor, según sea el caso, debe seleccionarse de la Tabla 3.2, de acuerdo a las estimaciones de caudal, tirante y/o la velocidad del cauce, indicadas en el apartado anterior. Una vez calculada deberá corregirse para la temperatura máxima del agua, T_{a-r} , correspondiente al escenario base con la ecuación [15] y el valor del factor de corrección, θ , de la Tabla 3.1.

En el caso de las constantes k_d y k_n , pueden determinarse por medio de la aplicación de las ecuaciones propuestas en la Tabla 3.1, dichas ecuaciones están en función de las características morfológicas del cauce por lo que deberá elegirse la que mejor se ajuste al río en estudio. De la misma forma que para la constante de reaireación, k_a , las constantes k_d y k_n deben corregirse para la T_{a-r} , con la ecuación [15] y el correspondiente factor de corrección θ (Tabla 3.1).

3.2.3.2 Oxígeno de saturación (O_s) Oxígeno inicial (OD_i) y Déficit inicial (D_o)

Otro factor importante en el modelo de autodepuración y dependiente de la temperatura del agua es la concentración del oxígeno de saturación, este factor nos indica la concentración máxima que puede tener el agua bajo ciertas condiciones de temperatura, presión atmosférica y contenido de sales en el agua.

El cálculo de la concentración del oxígeno disuelto de saturación para el escenario base, O_s , se sugiere obtenerlo de la aplicación de alguna de las ecuaciones [16 a la 18]; sin embargo, se recomienda el uso de la ecuación [17] dado que la

estimación depende directamente de la temperatura del agua, y permitirá mantener congruencia en las estimaciones con cambio climático.

El oxígeno inicial (OD_i) en el tramo del río a evaluar, deberá corregirse a partir de los valores medidos y su variación con la temperatura máxima medida, para corregir en esa proporción con la T_{a-r} . Los valores de OD_i y O_s , permiten calcular el déficit inicial de oxígeno disuelto (D_o) con la ecuación [22].

3.2.3.3 Respiración (R) y producción por fotosíntesis (P)

Si el río en estudio tiene flora y fauna importante en términos de consumo de oxígeno y se cuenta con datos medidos de concentración de clorofila a , ésta se proyecta corrigiendo los datos medidos, para la T_{a-r} , con la ecuación [27], ésta ecuación considera la temperatura del agua, variable importante en el ámbito del cambio climático, debido a esto se recomienda este procedimiento, entre los planteados en el apartado 3.1.5.4. En ausencia de datos, se considera el promedio de los datos medidos de clorofila a y se calcula el consumo por respiración con la ecuación [28] o se usa la recomendación de Schnoor (1996) y se selecciona un valor entre 1 y 10 mg/L de oxígeno consumido por la respiración.

La producción de oxígeno, P , debida a la fotosíntesis puede estimarse a partir de la [ecuación 29] y la [ecuación 34], éstas consideran la temperatura del agua, por lo que se recomienda su uso; sin embargo, en caso de ausencia de datos, éste parámetro puede calcularse con la [ecuación 33] o elegir un valor del intervalo sugerido por Schnoor (1996).

3.2.4 Selección de las variables dependientes del escurrimiento

En las siguientes secciones se describe brevemente el procedimiento para la obtención de las variables del modelo de autodepuración, como son la concentración de la DBO carbonosa, L_o , la DBO nitrogenada, N_o , y la concentración de sedimentos, S_B , para el escenario base. En ésta investigación se consideró que éstas variables se modifican con el caudal, principalmente por

dilución y arrastre, y el efecto por la temperatura está incluido en las constantes de velocidad.

3.2.4.1 DBO carbonosa (L_o)

La proyección al horizonte 2020 de L_o , puede obtenerse por medio de la correlación que guardan los datos medidos de DBO y la variación del caudal, para posteriormente corregir para el caudal Q_{r2020} .

3.2.4.2 DBO nitrogenada (N_o)

La proyección de La DBO nitrogenada N_o , puede obtenerse por medio de la correlación que guardan los datos medidos o estimados y la variación del caudal, y corregir para el caudal Q_{r2020} .

3.2.4.3 Sedimentos (S_B)

Para la estimación y proyección de la concentración de sedimentos, S_B , y debido a que el interés de esta metodología es evaluar el efecto de las variables climáticas, se sugiere el uso de la ecuación reportada por Tchobanoglous *et al.* (1985) ecuación [25] o la formula de Pomeroy [26], ya que consideran el efecto de los escurrimientos, factor importante para la autodepuración, de aquí que, estas dos ecuaciones se prefieran antes que el uso de la [ecuación 24].

3.3 Escenario con cambio climático

Esta etapa consiste de la construcción de los escenarios con cambio climático. Para el proceso de autodepuración, el uso de las proyecciones futuras tiene por objetivo conocer los efectos en el comportamiento del oxígeno disuelto en relación con las variaciones en la precipitación y temperatura del aire. Los resultados del modelo de oxígeno disuelto con proyecciones con cambio climático, comparados con los que se obtengan para el escenario base, permitirán establecer el intervalo de variación de la capacidad de autodepuración de los ríos.

Para el caso de México, se han seleccionado 3 escenarios de cambio climático de los generados por el IPCC que corresponden al A1B, A2 y B2, para realizar análisis sectoriales y transversales de los efectos del cambio climático. También se ha convenido en usar las proyecciones generadas por los modelos de circulación general ECHAM, GFDL y HADLEY para esos escenarios debido a que se obtiene una aceptable representación del clima del país (Conde y Gay 2008). Estos escenarios y modelos son los que se sugiere sean utilizados en la aplicación de esta metodología.

Actualmente, los anomalías para la temperatura del aire y la precipitación para dichos escenarios y modelos pueden obtenerse a través del espacio web <http://www.pacificclimate.org/tools/select> para cualquier zona de estudio en el territorio nacional. Para el caso concreto de México, existe una regionalización realizada por Douglas (Conde y Gay 2008), esta brinda las coordenadas con las cuales se pueden seleccionar de la página web mencionada las anomalías mensuales de precipitación (%) y temperatura (°C) del aire para la elaboración de estudios para una región específica.

En la Tabla 3.8, se proporcionan las coordenadas de cada una de las regiones propuestas por Douglas, estas deben ser utilizadas para seleccionar el área para la cual se requieren las anomalías para temperatura y precipitación para la zona de estudio.

Tabla 3.8. Regiones de Douglas, intervalo de latitudes y longitudes extremas, y los estados del país para cada región.

Región	Rangos		1 Estados del país
	Latitud (N)	Longitud (W)	
1	26° 19' 29° 24'	112° 28' 114 52'	BAJA CALIFORNIA NORTE BAJA CALIFORNIA SUR
2	22 °53' 24° 56'	109° 40' 111° 44'	BAJA CALIFORNIA SUR
3	28° 07' 28° 07'	108° 45' 108° 45'	SONORA
4	24° 25' 27° 31'	106° 41' 109° 15'	SONORA SINALOA
5	26° 06' 29° 15'	105° 24' 108° 32'	CHIHUAHUA
6	24° 00' 25° 56'	103° 01' 105° 57'	DURANGO ZACATECAS
7	25° 23' 27° 56'	100° 09' 102° 11'	COAHUILA NUEVO LEON
8	23° 44' 25° 58'	098° 10' 100° 19'	NUEVO LEON TAMAULIPAS
9	20° 19' 22° 30'	104° 29' 105° 22'	NAYARIT JALISCO
10	17° 12' 19° 14'	100° 26' 104° 20'	COLIMA GUERRERO
11	19° 58' 21° 01'	010° 20' 103° 23'	JALISCO GUANAJUATO MICHOACAN
12	19° 20' 23° 07'	098° 18' 101° 07'	SAN LUIS POTOSÍ DISTRITO FEDERAL HIDALGO GUANAJUATO
13	18° 12' 18° 55'	098° 03' 099° 46'	MORELOS PUEBLA GUERRERO
14	20° 17' 22° 57'	097° 40' 099° 23'	TAMAULIPAS SAN LUIS POTOSÍ HIDALGO VERACRUZ
15	17° 20' 19° 23'	095° 44' 097° 02'	VERACRUZ OAXACA
16	15° 40' 16° 53'	094° 27' 095° 13'	OAXACA
17	16° 07' 17° 05'	092° 03' 093° 44'	CHIAPAS
18	18° 37' 21° 16'	088° 12' 090° 44'	CAMPECHE YUCATAN

Adaptado de: Conde, 2003.

3.3.1 Proyecciones de temperatura del aire

La construcción de las proyecciones de temperatura del aire se realiza sumando la anomalía mensual de temperatura (°C) de los escenarios de futuros, obtenidos de la página web mencionada en el apartado anterior, a la temperatura del aire obtenida para el escenario base (T_{max-r}). Así se obtendrá la temperatura mensual con cambio climático, $T_{CC-2020}$, para cada combinación de escenario y modelo.

$$T_{CC-2020} = T_{max-r} \pm \text{anomalía futura} \quad [35]$$

donde,

$T_{CC-2020}$: temperatura máxima mensual con cambio climático para el horizonte 2020, °C

T_{max-r} : temperatura máxima mensual para el escenario base, °C

Anomalía futura: anomalía de la temperatura máxima mensual para el horizonte 2020, °C

3.3.1.1 Proyecciones de temperatura del agua

A partir de la temperatura máxima mensual futura $T_{CC-2020}$, se obtiene la temperatura del agua como se describió en el apartado 3.2.1.1, para éstas nuevas condiciones.

3.3.1.2 Proyección de las variables dependientes de la temperatura del agua

Una vez obtenida la temperatura máxima mensual del agua para las condiciones futuras, T_{a-2020} , se procede a estimar cada una de las variables que se ven afectadas por la temperatura (k_a , k_d , k_n , O_s , OD_i , D_o , P y R) siguiendo el mismo procedimiento que se describió en el apartado para el escenario base.

3.3.2 Proyecciones de caudal

Las proyecciones del caudal futuro, $Q_{CC-2020}$, se construyen a partir de las anomalías promedio mensuales de precipitación obtenidas de la página web mencionada en el apartado 3.3. Estas anomalías están expresadas como porcentaje, el cual se aplica al caudal mensual del escenario base, Q_{r-2020} . Así se obtendrá el caudal promedio mensual con cambio climático, $Q_{CC-2020}$, para cada combinación de escenario y modelo.

$$Q_{CC-2020} = Q_{r-2020} * \text{anomalía futura (\%)} \quad [36]$$

donde,

$Q_{CC-2020}$: caudal promedio mensual con cambio climático para el horizonte 2020, L/s

Q_{r-2020} : caudal promedio mensual para el escenario base, L/s

Anomalía futura: anomalía mensual para el horizonte 2020; %

3.3.2.1 Proyección de las variables dependientes del escurrimiento

A partir del caudal promedio mensual con cambio climático, $Q_{CC-2020}$, se procede a estimar cada una de las variables dependientes del escurrimiento, L_o , N_o y S_B , de la misma forma como se describió para el escenario base. Es necesario corregir estas variables para las nuevas condiciones de escurrimiento, la velocidad, v , y el tirante, y , con la ecuación de Manning.

3.4 Análisis conjunto de los escenarios

Los resultados directos que se obtienen de los escenarios base y con cambio climático son valores de concentración de OD y DBO; para analizar el efecto en la capacidad de autodepuración es necesario realizar el balance en función del consumo o aporte de OD y de la carga orgánica para la DBO, para cada tramo en que se haya seccionado el río en estudio. Para el balance se analiza el porcentaje

de remoción de carga orgánica y el porcentaje de recuperación del OD. El análisis de estos porcentajes, mensual o por temporada, indicarán si el cauce presenta condiciones anóxicas en el tramo o no, así como si el río aún tienen capacidad de asimilación de mayor materia orgánica y si llegarán a estar presentes condiciones que obstaculicen el uso del agua en alguna sección del tramo en análisis.

3.5 Diagrama de Flujo

La metodología propuesta permite el análisis de ríos en el país para establecer medidas preventivas y correctivas. En particular, la metodología es apropiada para monitorear ríos prístinos en los cuales la condición de autodepuración aún no está comprometida; en estos casos, los resultados que pueden obtenerse servirán como modelos para el seguimiento y/o ajuste, a partir de la comparación con evidencias de cambios, para comprender la simulación de los efectos asociados al cambio climático.

Por otra parte, la existencia de datos climatológicos para casi cualquier región del país es una ventaja para la aplicación del modelo propuesto; sin embargo, no sucede lo mismo con respecto a registros periódicos de la calidad del agua, concretamente de temperatura del agua, oxígeno disuelto y demanda biológica de oxígeno. Además, en el caso de que se requiera evaluar todos los términos de la [ecuación 11] y se carezca de los datos para el sitio de estudio, lo cual es muy probable, la incertidumbre en los resultados comprende además la inherente a los escenarios de cambio climático.

A modo de resumen, en la Figura 3.2 se presenta la metodología propuesta en este capítulo, donde las variables climáticas de temperatura del aire y precipitación son determinantes ya que cada una de las variables del proceso de autodepuración depende de una o ambas.

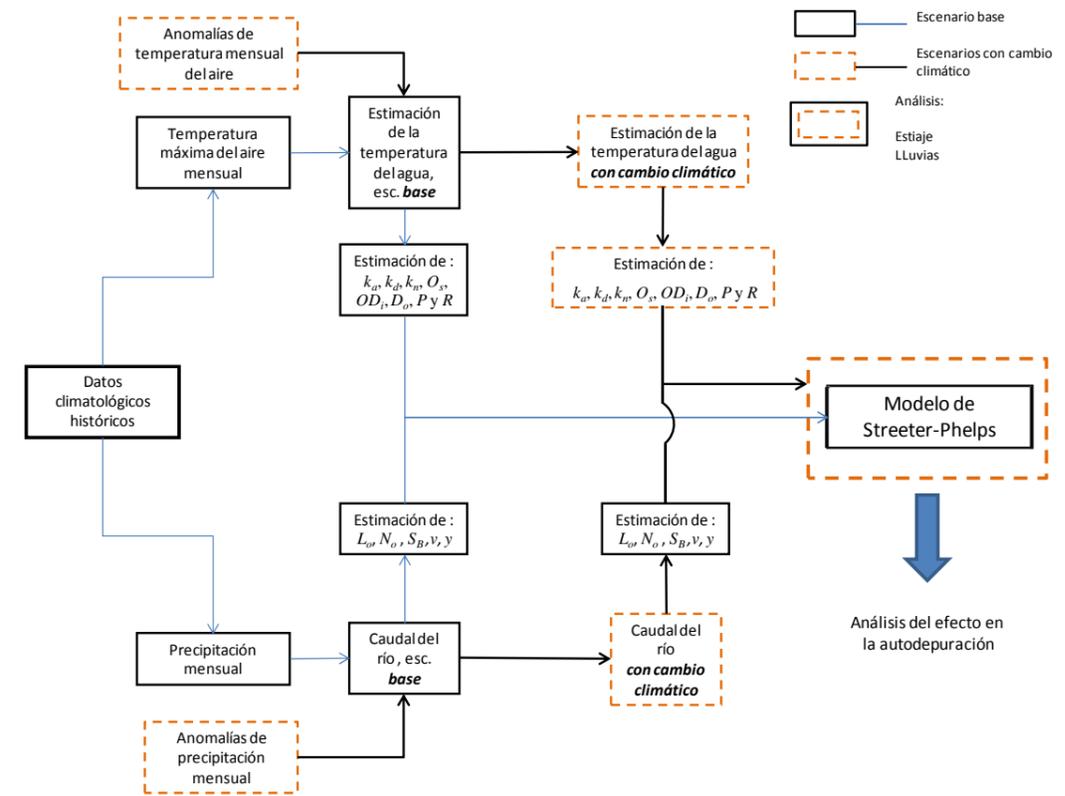


Figura 3.2. Diagrama de flujo de la metodología propuesta.

4 CASO DE ESTUDIO

Con el fin de ejemplificar la aplicación de la metodología propuesta en esta investigación, se seleccionó el río Magdalena, localizado en la delegación Magdalena Contreras en la Ciudad de México.

El río Magdalena se origina en la vertiente oriental de la Sierra del Ajusco, específicamente en el cerro de la Palma, a una latitud del orden de los 3 700 msnm. En sus orígenes se conoce con el nombre de “Cieneguilla”, sigue una dirección al Noreste y pasa a la altura del segundo Dínamo donde recibe, por la margen izquierda, el arroyo las Ventanas y adelante por la derecha, el Sahuayo, a partir de dónde se le conoce como río Magdalena. Aguas abajo pasa por el poblado de San Nicolás Totolapan, donde confluye con el río Churubusco, cuyo cauce se encuentra entubado en esta parte (SEMARNAP-CNA, 1993). La cuenca del río Magdalena presenta fuertes pendientes y cubierta vegetal abundante, aunado a una floración de algunos manantiales, entre ellos: Agua Azul, Cieneguillas, Cieneguillitas, Los Cuervos, Huayatitla, Temamatla y Temascalco; además de corrientes hidrológicas como son: el río Eslava y los arroyos Cieneguillas y Cerería (Gaceta Oficial del Distrito Federal 2005 y SEMARNAP-CNA, 1993), esto determina que su régimen hidráulico sea de gran importancia (SEMARNAP-CNA, 1993).

La cuenca del río Magdalena tiene una extensión de aproximadamente 30 km², se localiza al poniente de la Ciudad de México, entre los 19° 13' 53" y 19° 18' 12" norte y 99° 14' 50" y 99° 20' 30" oeste. Presenta un relieve montañoso que va de los 2 470 msnm a los 3 850 msnm. El clima es templado sub-húmedo en la parte baja (2 400-2 800 msnm), semifrío sub-húmedo en la parte media (2 800 a 3 600 msnm) y semifrío húmedo en la parte alta (por arriba de los 3600 msnm) (Almeida y García, 2009). La precipitación en la cuenca se encuentra entre los 964 y 1 257 mm/año (SMA-GDF- UNAM, 2008). Tiene un gasto constante de alrededor de 1 m³/s, su escurrimiento máximo estimado es de 200 m³/s, el cual corresponde a la época de mayores precipitaciones entre los meses de junio a septiembre (Gaceta

Oficial del Distrito Federal, 2005). La temperatura media anual en la cuenca oscila entre 9 °C y 15 °C .El cauce tiene una longitud de 21.6 km, de los cuales 13.0 km recorren los bosques de la cuenca y posteriormente entra a la zona urbana (Almeida y García, 2009).

Es un río que sigue vivo a pesar de haber recibido la descarga de agua residual proveniente de las fábricas textiles; haber servido también como fuente de energía eléctrica y de depósito de lavado de telas de las mismas fábricas y de soportar las actividades derivadas de los asentamientos humanos provocados por una urbanización no planeada en el área, consistentes en desechos de agua residual doméstica y basura que se arroja a lo largo de su cauce (López *et al.*, 2005).

En las partes altas de la cuenca, la calidad del agua del río es satisfactoria, pero al entrar a la zona urbana la calidad del agua decrece por la descarga de agua residual doméstica de la zona (Cantoral-Uriza *et al.*, 1998 y CNA, 2005). La Comisión Nacional del Agua señala a este río como uno de los cuerpos de agua más importantes para la ciudad porque es fuente de abastecimiento de agua potable; aproximadamente la quinta parte de su volumen es captado por la planta potabilizadora (210 L/s) ubicada en la parte baja de la cuenca (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2005). Este caudal provee de agua potable a aproximadamente 5 600 habitantes de la Ciudad de México, caudal equivalente al 0.64 % del abasto a la Ciudad de México (CONAGUA, 2009).

Para esta investigación se seleccionó una sección de 7 km de longitud que comprende desde el Cuarto Dinamo hasta La Cañada (Figura 4.1). Este tramo del río Magdalena es importante para analizar si habrá cambios en la capacidad de autodepuración con la variación climática, porque en él se localiza la descarga de agua residual doméstica generada por los visitantes que disfrutan de esta zona de conservación (Almeida *et al.*, 2007); se localiza la obra de toma de la potabilizadora y porque a futuro puede esperarse mayor aportación contaminante

al cauce debido el crecimiento de la actividad turística e incluso de la mancha urbana.

Este cuerpo de agua presentó varias ventajas para el desarrollo del presente trabajo, ya que por su cercanía permitió llevar a cabo recorridos para identificar sus características particulares y así seleccionar las variables apropiadas en el modelo de oxígeno disuelto. También fue posible llevar a cabo muestreos en las épocas de lluvia y estiaje para coleccionar datos que permitieron calibrar el modelo de oxígeno disuelto y la variación de la temperatura del aire y agua.

4.1 Datos históricos y muestreos

Los datos utilizados para la modelación del OD tanto para el escenario base como para los escenarios con cambio climático, se obtuvieron a partir de los registros históricos (1968–2007) de precipitación y temperatura del aire disponibles para la zona de estudio; datos para un periodo de ocho años para la temperatura del agua, OD y DBO para el Cuarto Dinamo; otra fuente de datos fue la medición en campo de parámetros de calidad y morfológicos del río.

Los datos históricos de temperatura y precipitación para la cuenca del río Magdalena se obtuvieron a través de los registros de la estación Desviación Alta al Pedregal (9020), localizada a los 19° 17' N y 099° 15' W, con una elevación de 2 380 msnm, el periodo de registros utilizados es de 1987 a 2007.

Fue posible obtener información histórica de calidad del agua para el Cuarto Dinamo para el periodo de enero de 2000 a diciembre de 2008, los datos fueron proporcionados por la Gerencia de Calidad del Agua de la Comisión Nacional del Agua.

Como resultado de las visitas al río Magdalena se decidió modelar el tramo en el cual el río corre libremente y es posible tener acceso para la realización de aforos

y tomas de muestra. Dicho tramo está comprendido entre el Cuarto Dinamo y La Cañada, y tiene una longitud aproximada de 7 km.

Este tramo a su vez fue dividido en dos secciones con características homogéneas que permiten el modelado de oxígeno disuelto (Figura 4.1). Para cada una de estas secciones se realizaron muestreos para la época de lluvias y estiaje en 2010 y 2011 (cuatro muestreos), con el fin de recabar información relativa a la calidad del agua, la variación de la temperatura del agua y aire, el caudal y la velocidad.

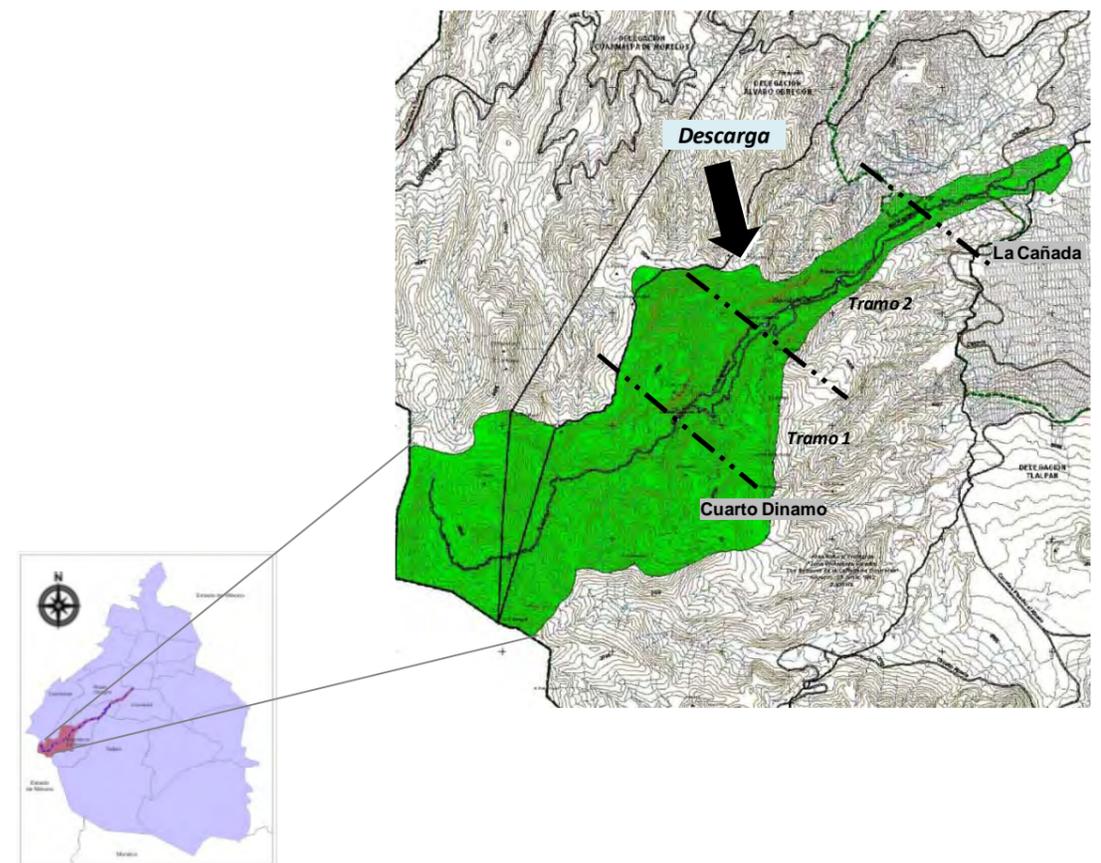


Figura 4.1. Sitio de estudio y tramos seleccionados para el modelo.

Los parámetros de calidad del agua analizados en los muestreos fueron: OD, DBO, Nitrógeno Total (NT) y Nitrógeno amoniacal ($N-NH^{3+}$) para los puntos 1 al 9

de la Tabla 4.1 y Figura 4.2. Además se registró la variación de la temperatura del agua y del aire, el caudal y la velocidad de la corriente, para ambas estaciones y en cuatro sitios, localizados a lo largo de los 7 km (puntos 5, 7, 9 de la Tabla 4.5 y Figura 4.2).

Las determinaciones de los parámetros seleccionados se llevaron a cabo según las normas oficiales mexicanas, el APHA (American Public Health Association) (1995) y métodos HACH. La DBO se determinó mediante los procedimientos descritos por la NMX-AA-028-SCFI -2001 y APHA (1995). EL OD, mediante la NMX-AA-012-SCFI-2001 y APHA (1995) en laboratorio y en campo con un medidor multiparámetros, *Sension 156*, marca HACH. El nitrógeno amoniacal se determinó mediante el método 10031 de HACH y el nitrógeno total con el método 10031 también de HACH, en ambas técnicas se utilizó un espectrofotómetro DR 500, marca HACH. Las determinaciones de los parámetros DBO carbonosa, se realizaron por triplicado, mientras que para nitrógeno total y nitrógeno amoniacal se llevaron a cabo por duplicado.

Tabla 4.1. Puntos de muestreo en el río Magdalena.

Punto		Coordenadas
1	Cuarto Dinamo -Canal de conducción	19 ° 15' 53.7" N 99° 17' 39.1" O
2	Cuarto Dinamo –Válvula de control	19 ° 15' 55.1" N 99° 17' 38.7" O
3	Escurrimiento por la margen izquierda del río	19 ° 15' 59.2" N 99° 17' 38.1" O
4	Cuarto Dinamo-Inicio del primer tramo de modelación	19 ° 15' 59.2" N 99° 17' 38.1" O
5	Inicio del segundo tramo de modelación	19 ° 16' 53.7" N 99° 16' 45.5" O
6	Aguas abajo de la zona turística principal	19 ° 17' 0.7" N 99° 16' 45.5" O
7	Obra de toma de planta potabilizadora	19 ° 17' 17.4" N 99° 15' 59.5" O
8	Vertedor rectangular aguas abajo de la potabilizadora "Río Magdalena"	19 ° 17' 22.6" N 99° 15' 51.4" O
9	Parte baja del río Magdalena, "La Cañada".	19 ° 17' 59.0" N 99° 15' 4.5" O

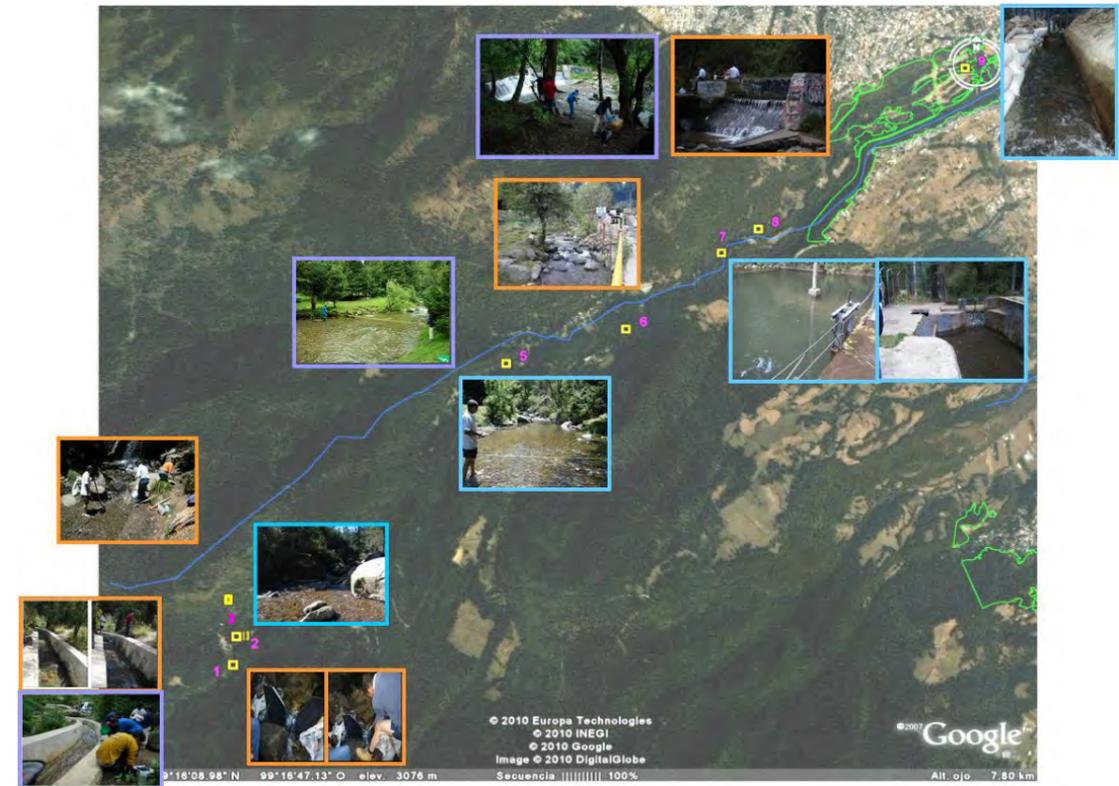


Figura 4.2. Localización de puntos de muestreo y aforo

4.2 Selección de modelo de oxígeno disuelto

Para el río Magdalena se decidió aplicar el modelo de OD con algunas restricciones. La simulación no incluyó los sumideros correspondientes a la demanda de oxígeno nitrogenada, por sedimentos, por organismos, ni la debida a las fuentes no puntuales. Estos sumideros se excluyeron porque el comportamiento prácticamente constante del nitrógeno amoniacal a lo largo del río, indica que el proceso de nitrificación, de estar ocurriendo, es despreciable para el balance de oxígeno. El lecho rocoso del río explica que no hay evidencias de la acumulación de sedimentos, ni por aportación a través de los escurrimientos ni por su geomorfología. Actualmente se desconoce la magnitud del consumo de oxígeno disuelto por los organismos (algas) presentes en el río, así como del aporte de nutrientes por efecto de fuentes no puntuales; las cuales

corresponderían a aportaciones provenientes de la actividad agrícola y/o ganadera en el entorno del cauce. Por otra parte, de las fuentes del modelo original se excluyó la actividad fotosintética debido a la ausencia de datos que indicaran la cantidad de oxígeno que aportan las algas reportadas como endémicas en esta cuenca. Por lo tanto, el modelo de oxígeno disuelto que mejor describe el proceso de autodepuración del Río Magdalena, sólo considera el aporte de oxígeno por reaeración (k_a) y la demanda por DBO carbonosa (L_o); y el modelo de Streeter-Phelps para este caso de estudio se reduce a la ecuación [12].

$$D = D_o e^{-k_a \frac{x}{u}} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} (e^{-k_d \frac{x}{u}} - e^{-k_a \frac{x}{u}})$$

4.3 Escenario base

A partir del modelo seleccionado [ecuación 12] y una vez calculadas las relaciones para las variables dependientes de la temperatura del agua, se procedió a la construcción de los escenarios base para 2020 y 2050, que no incluye el efecto de cambio climático, a partir de las proyecciones de los datos históricos disponibles y los medidos en campo.

Para la construcción de este escenario se consideró la cantidad y calidad de datos históricos disponibles; tanto climatológicos (temperatura del aire) y de calidad del agua (temperatura del agua, oxígeno disuelto y DBO), así como los valores medidos en campo de las variables de gasto, velocidad y profundidad del río.

A partir de los datos de la estación climatológica “Desviación Alta al Pedregal” y los registros disponibles (1968–2007), se proyectaron la temperatura y la precipitación para los horizontes 2020 y 2050. La temperatura futura se estimó a partir de la correlación de series de treinta años de los registros históricos. Mientras que para la precipitación se realizaron análisis de series de treinta años a partir de los datos históricos para obtener un factor respecto al registro de datos,

este factor se aplicó al caudal del río como porcentaje para obtener el caudal proyectado a 2020 y 2050.

Para estimar la variación de la temperatura del aire a lo largo de la trayectoria del río, la cual está en función del cambio de altitud, se consideró que disminuye en 6.5 °C por cada kilómetro de incremento en la altura (Figueruelo y Dávila, 2004) esto se corroboró con los valores medidos durante los muestreos y los datos de la estación “Desviación Alta al Pedregal”.

La simulación se realizó a escala mensual para analizar el comportamiento durante las estaciones de lluvia y estiaje, como se mencionó en párrafos anteriores el tramo del río modelado tiene una longitud de 7 km, dividido a su vez en dos secciones. Para cada uno de los tramos se seleccionaron los valores para las constantes de biodegradación (k_d) y reaeración (k_a) para la temperatura de 20°C, estos valores se eligieron de acuerdo con las características del río. Los valores para k_d y k_a , en el primer tramo, fueron 1.225 d⁻¹ y 1.5 d⁻¹, respectivamente; para el segundo tramo fueron de 0.671 d⁻¹ y 0.69 d⁻¹ (Peavy *et al.*, 1985), respectivamente. Los valores de estas constantes se corrigieron para las temperaturas medidas en el río y para las obtenidas a partir de las proyecciones futuras de la temperatura del aire; estas correcciones se determinaron a partir de la ecuación de Arrhenius (Metcalf & Eddy, 2003), considerando como factores de corrección $\theta_d=1.056$ y $\theta_a=1.024$ (Schnoor, 1996) para k_d y k_a , respectivamente.

La descarga de agua residual se estimó a partir de la proyección de los visitantes actuales reportados por Almeida y García (2009) y PUEC-UNAM (2008), en promedio se reciben 13 000 visitantes mensualmente, este valor se proyectó con un crecimiento para el turismo del 2.4 % anual (Banco Mundial-SECTUR , 2005), además se consideró el valor típico de 40 L por persona por día para actividades recreativas (Walski *et al.*, 2003). Con estas consideraciones el caudal estimado de la descarga para el horizonte 2020 es de 0.8L/s y para el 2050 de 1.1 L/s, la concentración de la materia orgánica de la descarga se consideró de 30 mg/L

medida como DBO, por ser este valor el límite máximo permitido para descarga a cuerpos de agua (NOM-001-SEMARNAT-1996).

4.4 Escenarios con cambio climático

La ubicación geográfica que se ingresó a la herramienta “Analysis Regional” del PICC es la que corresponde a región 12 de la clasificación de Douglas (Tabla 7). Para el sitio de estudio se obtuvieron las anomalías mensuales de temperatura y precipitación para los escenarios A1B, A2 y B1 para los modelos ECHAM5 y HADCM3 para 2020 y 2050. Estos datos fueron analizados para la época de lluvias (junio, julio, agosto y septiembre) y de estiaje (enero, febrero, marzo, abril, mayo, octubre, noviembre, diciembre), para generar los valores de entrada al modelo de OD correspondientes a las condiciones futuras de temperatura y precipitación.

Las anomalías de temperatura fueron sumadas o restadas, según el caso a los valores proyectados para el escenario base, por su parte las anomalías de precipitación se asignaron como un porcentaje (incremento o disminución) al caudal del escenario base.

De la misma forma que en escenario base, el modelo de OD se corrió de manera mensual y los resultados se analizaron por época del año (estiaje y lluvias).

4.5 Resultados

En esta sección se presentan los resultados para el caso de estudio, se incluyen las mediciones en campo, así como los registros de datos históricos, los escenarios de referencia, base y con cambio climático.

4.5.1 Mediciones en campo y registros históricos

Los valores de las características morfológicas y de los parámetros de calidad del agua tanto para la época de lluvias como de estiaje se presentan en la Tabla 4.2; estos valores son el promedio de las mediciones realizadas en los años 2010 y 2011 (cuatro mediciones en total).

En la Tabla 4.2, puede verse, que la temperatura del agua es mayor para la época de estiaje, la concentración del oxígeno disuelto también presenta valores menores respecto a los medidos en la época de lluvias y la DBO es mayor en estiaje. Según la clasificación de cuerpos de agua de la CONAGUA (2011), en la época de estiaje el río Magdalena presenta condiciones aceptables y de buena calidad durante la época de lluvias. Se observa que para la época de estiaje el valor del oxígeno disuelto está en el límite del valor recomendado para la sobrevivencia de la vida acuática (4 mg/L), en estas condiciones la época de estiaje presenta condiciones críticas. Por su parte en la época de lluvia la concentración de OD se incrementa a valores aceptables, esto puede atribuirse al descenso de la temperatura y a la turbulencia provocada por el incremento del caudal del río.

Tabla 4.2. Variables medidas en época de estiaje y lluvias 2010-2011 en los tramos analizados.

Tramo	T _{agua} °C	DBO mg/L	OD mg/L	Q m ³ /s	v m/s	y m
ESTIAJE						
1	13.70	9.90	4.56	0.20	0.25	0.13
2	16.80	8.90	3.57	0.29	0.29	0.16
LLUVIAS						
1	12.00	4.7	8.08	0.71	0.41	0.28
2	12.00	2.6	7.95	1.30	0.51	0.40

La variación mensual de la precipitación histórica, se representa en la Figura 4.3, como puede observarse en los meses de lluvias, se presentan desde 16 mm hasta

476 mm; principalmente en diciembre y enero se presenta ausencia de lluvias para el periodo analizado. Por su parte la temperatura máxima del aire durante la época de estiaje varía entre 10.4 y 31.6 °C y para lluvias entre 11.79 y 29.10 °C (Figura 4.4).

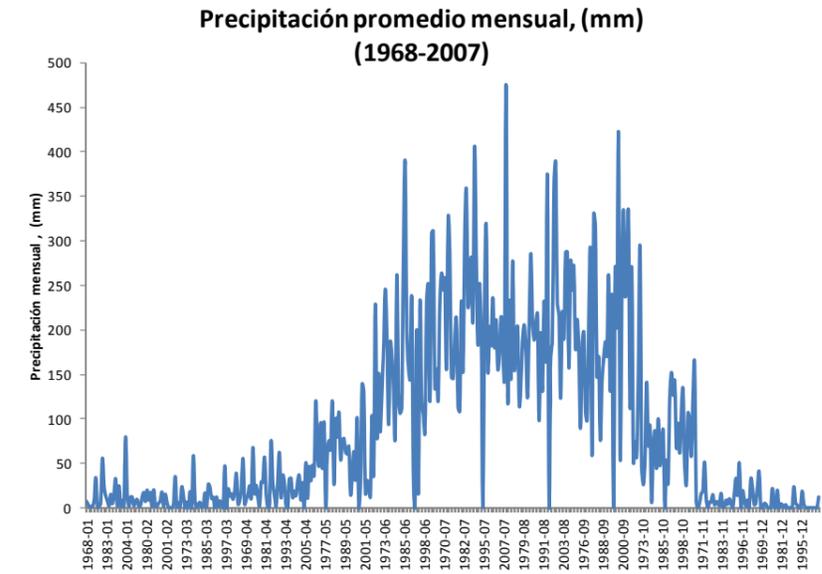


Figura 4.3. Precipitación mensual histórica, estación Desviación Alta al Pedregal (1968-2007).

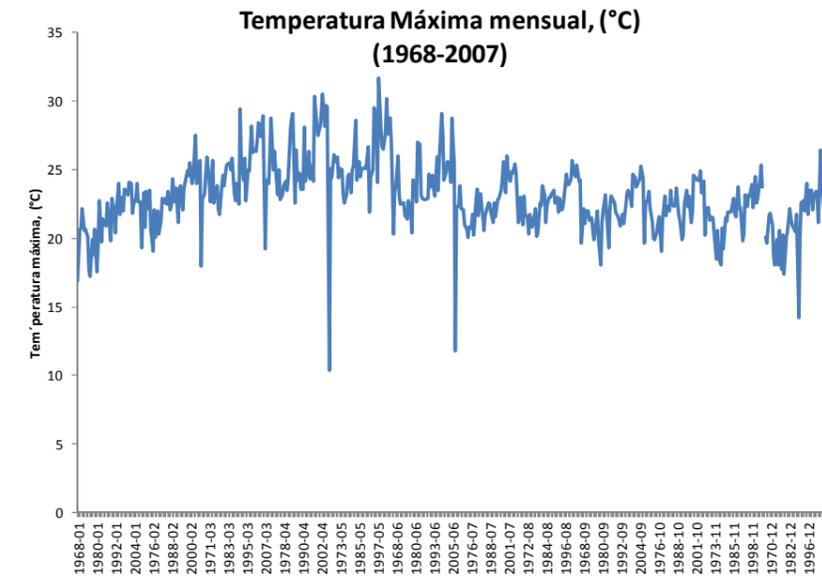


Figura 4.4. Temperatura máxima mensual histórica, estación Desviación Alta al Pedregal (1968-2007).

4.5.2 Escenario de referencia

Este escenario describe las condiciones actuales de la capacidad de autodepuración del Río Magdalena.

El escenario de referencia o actual, se construyó a partir de los datos actuales disponibles para calidad de agua correspondientes al Cuarto Dinamo (2000-2008), los parámetros OD, DBO, temperatura del agua, y caudales medidos durante abril para estiaje y agosto para la época de lluvias, para el análisis mensual de los datos de caudal, se hizo una correlación de los registros de precipitación de los años 2010 y 2011 de la estación climatológica Desviación Alta al Pedregal y los caudales medidos en abril y agosto, se utilizó la ecuación de Manning para estimar las velocidades y tirantes correspondientes a los tramos del río considerados en la modelación.

Las simulaciones del oxígeno disuelto se llevaron a cabo para un caudal de agua residual descargada al río de 0.5 L/s, con una concentración de 2.6 mg/L de DBO; estos valores corresponden a los actuales para la descarga.

La degradación de la DBO, se reporta como carga orgánica (CO), ya que este parámetro involucra el caudal, factor importante en el modelo de OD, de aquí que en las tablas correspondiente a la carga orgánica debe entenderse que:

CO inicial: corresponde a la concentración de la DBO multiplicada por el valor del caudal al inicio del tramo

CO final: se refiere al valor producto de la BDO y el caudal al final del tramo de modelado

CO entradas: corresponde a la suma de la CO inicial y la carga orgánica de la descarga, este valor será diferente para el escenario de referencia, el base y los escenarios con cambio climático, debido a que la concentración de la materia orgánica medida como DBO y el caudal de la descarga son diferentes para cada escenario

CO entra a la potabilizadora: se refiere a la carga orgánica que estaría entrando a la planta potabilizadora “Río Magdalena”

Remoción de carga orgánica: se refiere a la remoción global de la DBO

En la tabla 4.3, se presentan los datos de entrada al modelo de oxígeno disuelto para el escenario de referencia.

Tabla 4.3. Datos de entrada para la modelación del OD, para el escenario de referencia.

MES	TRAMO	Cuarto Dinamo (2000-2008)			Medidos 2010-2011 y estimados con estación Desviación Alta al Pedregal (2010-2011)		
		DBO ₅	OD	T _{agua}	Q	v	y
		(mg/L)	(mg/L)	(°C)	(m ³ /s)	(m/s)	(m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	1.06	6.19	13.63	0.21	0.26	0.13
	2	0.99	6.57	14.66	0.30	0.29	0.17
NOVIEMBRE	1	2.03	6.34	10.42	0.22	0.26	0.14
	2	1.96	6.71	11.44	0.32	0.30	0.17
DICIEMBRE	1	1.00	6.10	7.98	0.23	0.27	0.14
	2	0.99	6.57	9.01	0.34	0.31	0.18
ENERO	1	1.67	5.98	9.47	0.21	0.25	0.13
	2	1.62	6.42	10.49	0.30	0.29	0.17
FEBRERO	1	2.57	6.51	10.01	0.22	0.26	0.14
	2	2.49	6.83	11.04	0.32	0.30	0.17
MARZO	1	1.58	6.84	11.02	0.24	0.27	0.14
	2	1.52	7.16	12.04	0.34	0.31	0.18
ABRIL	1	1.65	6.04	14.00	0.20	0.25	0.13
	2	1.55	6.39	15.02	0.30	0.29	0.17
MAYO	1	1.46	7.05	14.58	0.35	0.31	0.18
	2	1.38	7.25	15.60	0.51	0.36	0.23
LLUVIAS							
JUNIO	1	1.70	5.35	12.55	0.66	0.40	0.27
	2	1.65	5.64	13.57	1.21	0.49	0.39
JULIO	1	2.73	6.48	12.18	0.70	0.40	0.28
	2	2.66	6.65	13.20	1.27	0.50	0.40
AGOSTO	1	1.66	5.53	12.12	0.71	0.41	0.28
	2	1.62	5.81	13.14	1.30	0.51	0.40
SEPTIEMBRE	1	2.09	6.24	12.88	0.63	0.39	0.26
	2	2.02	6.45	13.90	1.15	0.48	0.37

Tabla 4.4. Carga orgánica para el escenario de referencia.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	Remoción de carga orgánica (%)	CO entra a la potabilizadora (kg/d)
ESTIAJE					
OCTUBRE	19.17	7.33	19.28	61.98	26.69
NOVIEMBRE	36.76	16.06	36.87	56.13	57.70
DICIEMBRE	20.23	9.25	20.35	53.98	33.06
ENERO	29.59	12.76	29.70	56.67	45.75
FEBRERO	48.56	20.64	48.68	57.36	74.06
MARZO	32.12	13.32	32.24	58.32	47.87
ABRIL	28.67	6.77	28.78	76.10	40.61
MAYO	44.03	17.08	44.14	61.06	61.51
LLUVIAS					
JUNIO	97.41	114.62	97.52	-17.54	195.23
JULIO	163.66	187.50	163.77	-14.56	315.45
AGOSTO	101.66	116.75	101.77	-14.83	196.35
SEPTIEMBRE	113.43	127.40	113.54	-12.31	201.10

La remoción de la carga orgánica (CO) para la época de estiaje del escenario de referencia está entre 53.98 y 76.10 %, mientras que para la época de lluvias disminuye entre 17.54 y 12.31 % (Tabla 4.4). Como puede verse se espera que el periodo crítico se presente en la época de lluvias.

Por su parte la carga orgánica que entra al río en la época de estiaje se encuentra en un intervalo entre 19.28 y 48.68 kg/d, y durante la época de lluvias entre 97.52 y 163.77 kg/d, como puede observarse la carga orgánica que entra al sistema es mayor en la época de lluvias, esto presumiblemente debido al arrastre, porque la proveniente de la descarga de agua residual se ve diluida al incorporarse al río. Un valor importante de considerar corresponde a la carga orgánica que entra la potabilizadora para este escenario y la época de estiaje se estimó que ingresa a la potabilizadora entre 26.69 y 74.06 kg/día, y para lluvias 195.23 y 315.45 kg/día.

Los meses que presentan mejor remoción de carga orgánica para estiaje son, octubre, abril y mayo; y para lluvias los cuatro meses presentan baja remoción

(menor a 20 %), las mejores remociones pueden atribuirse a que la temperatura del agua es mayor para esos meses. La recuperación del OD disuelto presenta mejores valores para los meses de enero y diciembre para estiaje, para este periodo varía entre 5.63 y 16.90 %; para los meses de la época de lluvias se tienen valores de recuperación de OD entre 4.39 y 12.24 %, siendo junio el mes con mayor porcentaje de recuperación (Tabla 4.5). Esta recuperación puede atribuirse al efecto producido por el incremento del caudal en combinación con temperaturas bajas.

Tabla 4.5. Comportamiento del OD en el escenario de referencia.

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	RECUPERACIÓN DE OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	6.19	7.00	13.04
NOVIEMBRE	6.34	7.09	11.72
DICIEMBRE	6.10	7.13	16.90
ENERO	5.98	6.92	15.69
FEBRERO	6.51	7.14	9.73
MARZO	6.84	7.50	9.52
ABRIL	6.04	6.77	12.05
MAYO	7.05	7.45	5.63
LLUVIAS			
JUNIO	5.35	6.00	12.24
JULIO	6.48	6.77	4.39
AGOSTO	5.53	6.04	9.20
SEPTIEMBRE	6.24	6.61	5.96

4.5.3 Escenario base para el horizonte 2020

Los valores (promedio) de las variables de entrada al modelo de oxígeno disuelto para generar el escenario base para las épocas de lluvias y estiaje, se presentan en la Tabla 4.6 para el horizonte 2020.

Tabla 4.6. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario base, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T agua (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	13.64	4.57	12.38	150.63	0.22	0.11
	2	14.67	4.33	11.53	217.60	0.26	0.14
NOVIEMBRE	1	14.06	4.47	13.11	135.80	0.22	0.10
	2	15.08	4.15	12.12	196.17	0.25	0.13
DICIEMBRE	1	14.06	4.47	16.47	67.69	0.16	0.07
	2	15.08	3.75	14.80	97.78	0.19	0.08
ENERO	1	14.18	4.44	3.45	332.15	0.30	0.18
	2	15.20	4.76	3.27	479.82	0.35	0.22
FEBRERO	1	14.26	4.42	10.37	191.63	0.25	0.13
	2	15.28	4.32	9.68	276.82	0.28	0.16
MARZO	1	16.40	3.88	2.47	352.11	0.31	0.18
	2	17.42	4.27	2.31	508.64	0.36	0.23
ABRIL	1	15.19	4.18	10.70	184.83	0.24	0.12
	2	16.21	4.05	9.91	267.00	0.28	0.16
MAYO	1	16.72	3.80	10.22	194.59	0.25	0.13
	2	17.75	3.67	9.39	281.09	0.29	0.16
LLUVIAS							
JUNIO	1	15.44	4.12	2.90	983.19	0.46	0.34
	2	16.47	4.37	2.79	1798.69	0.57	0.49
JULIO	1	14.68	4.31	5.61	573.63	0.37	0.25
	2	15.70	4.47	5.37	1049.41	0.47	0.35
AGOSTO	1	14.46	4.37	3.71	859.98	0.44	0.31
	2	15.48	4.59	3.58	1573.29	0.54	0.45
SEPTIEMBRE	1	13.99	4.48	3.24	932.03	0.45	0.33
	2	15.02	4.71	3.14	1705.08	0.56	0.47

A partir de los datos e entrada de la tabla 4.6, se realizó la modelación del oxígeno disuelto para el escenario base y el horizonte 2020, cuyos resultados en términos de carga orgánica se presentan en la tabla 4.7.

La temperatura del agua para la época de estiaje para este escenario se encuentra entre 13.64 y 17.74 °C, el caudal del río varía entre 67.68 y 508.63 L/s, para la temporada de lluvias la temperatura presenta un intervalo entre 13.99 y

16.46 °C, por su parte la variación del caudal se encuentra entre 573.62 y 1798.69 L/s.

Tabla 4.7. Carga orgánica para el escenario base, horizonte 2020.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entra a la potabilizadora (kg/d)	Remoción CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	161.18	7.19	163.25	222.48	95.59
NOVIEMBRE	153.88	85.80	155.95	211.01	43.66
DICIEMBRE	96.31	103.71	98.38	125.05	-7.52
ENERO	98.96	76.05	101.03	135.59	22.67
FEBRERO	171.63	222.82	173.70	231.50	-29.47
MARZO	75.02	57.99	77.09	101.59	22.10
ABRIL	170.89	43.90	172.96	228.72	73.42
MAYO	171.83	51.12	173.90	228.00	69.42
LLUVIAS					
JUNIO	246.10	390.62	248.17	454.93	-57.40
JULIO	277.84	394.10	279.91	509.86	-41.54
AGOSTO	275.81	434.84	277.88	516.23	-57.23
SEPTIEMBRE	260.54	419.91	262.61	491.84	-60.69

La remoción de la carga orgánica (CO) para la época de estiaje del escenario base presenta un valores de hasta 95.59 %, pero también podría disminuir en 29.47 %, mientras que para la época de lluvias disminuye entre 60.69 y 41.54 %. Como puede observarse, el periodo crítico se presenta en la época de lluvias, situación que también se presenta para el escenario de referencia.

Por su parte la carga orgánica que entra al río en la época de estiaje se encuentra en el intervalo de 77.09 y 173.90 kg/d, y durante la época de lluvias entre 248.17 y 279.91 kg/d, mientras que la carga orgánica que entra a la potabilizadora durante el estiaje se estimó entre 101.59 y 231.50 kg/día, y para la temporada de lluvias entre 454.93 y 516.23 kg/día.

Los meses que presentan mejor remoción de carga orgánica para estiaje son abril, mayo y octubre; este escenario presenta variaciones a lo largo de la temporada

comparado con el escenario de referencia, el cual presenta mayor uniformidad (Figura 4.5); y para la época de lluvias se presenta baja remoción, éste intervalo es más adverso que el de referencia (Figura 4.6).

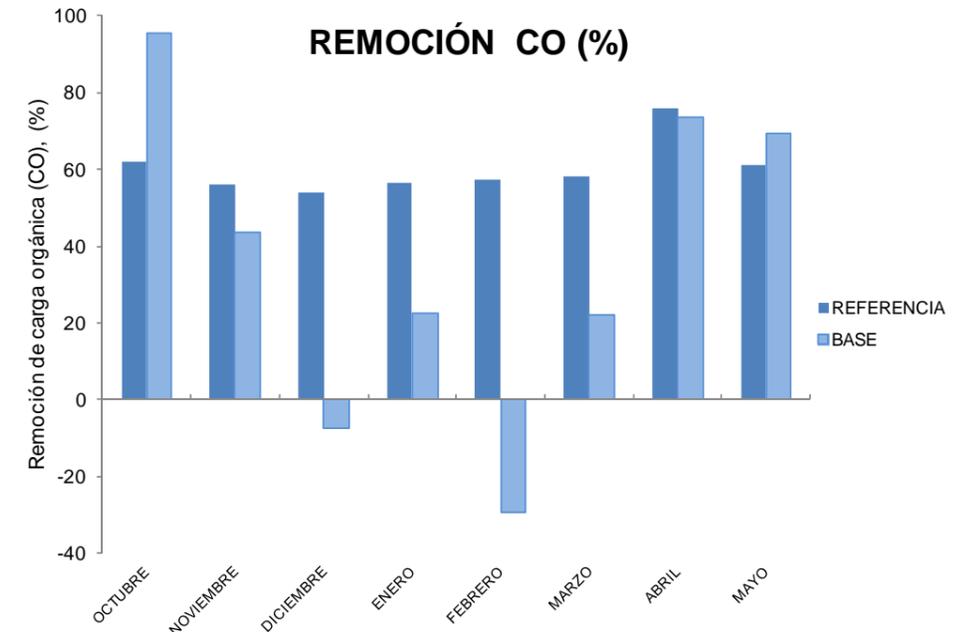


Figura 4.5. Remoción de carga orgánica durante la época de estiaje para los escenarios de referencia y base para el 2020.

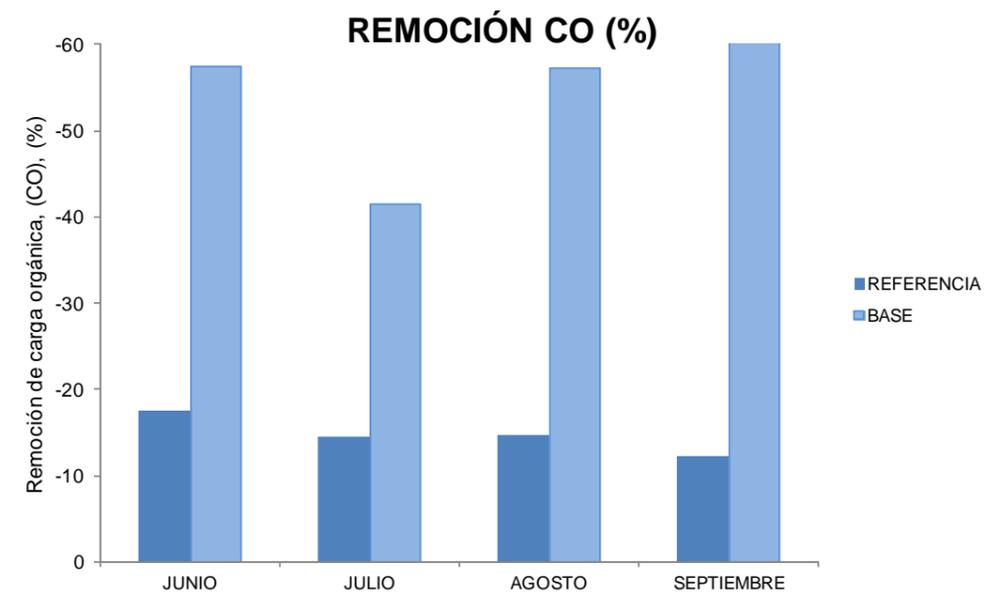


Figura 4.1. Remoción de carga orgánica durante la época de lluvias para los escenarios de referencia y base para el 2020.

La recuperación del OD durante el estiaje presenta mejores valores para los meses de enero y marzo en el resto de los meses los valores son negativos, para el periodo la variación de la recuperación del OD se encuentra entre - 38.85 y 18.85 %; para los meses de la época de lluvias se tienen valores de recuperación de OD entre 4.88 y 9.78 %, siendo agosto el mes con mayor porcentaje de recuperación (Tabla 4.8), para la época de estiaje presenta un intervalo más amplio de recuperación de OD comparado con el escenario de referencia, (Figura 4.7), durante la temporada de lluvias se presenta recuperación menor al 10%, valor cercano al del escenario de referencia. (Figura 4.8).

Tabla 4.8. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario base, horizonte 2020.

MES	OD inicial	OD final	RECUPERACIÓN DE OD
	(mg/L)	(mg/L)	(%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.57	3.72	-18.50
NOVIEMBRE	4.47	3.48	-22.13
DICIEMBRE	4.47	2.73	-38.85
ENERO	4.44	5.02	13.15
FEBRERO	4.42	4.03	-8.82
MARZO	3.88	4.61	18.85
ABRIL	4.18	3.55	-15.13
MAYO	3.80	3.24	-14.86
LLUVIAS			
JUNIO	4.12	4.52	9.78
JULIO	4.31	4.52	4.88
AGOSTO	4.37	4.71	7.88
SEPTIEMBRE	4.48	4.86	8.47

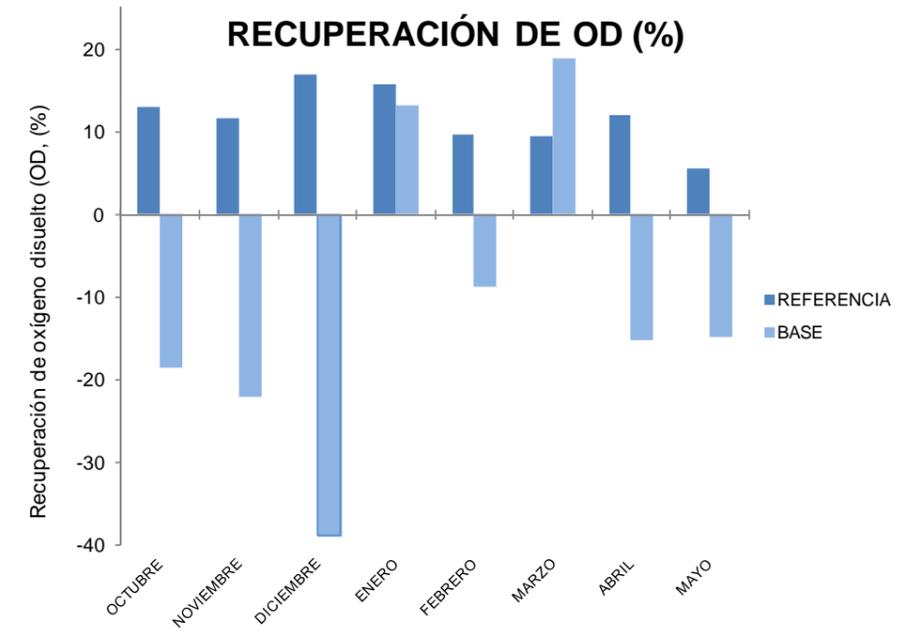


Figura 4.2. Recuperación de OD durante la época de estiaje para los escenarios de referencia y base para el 2020.

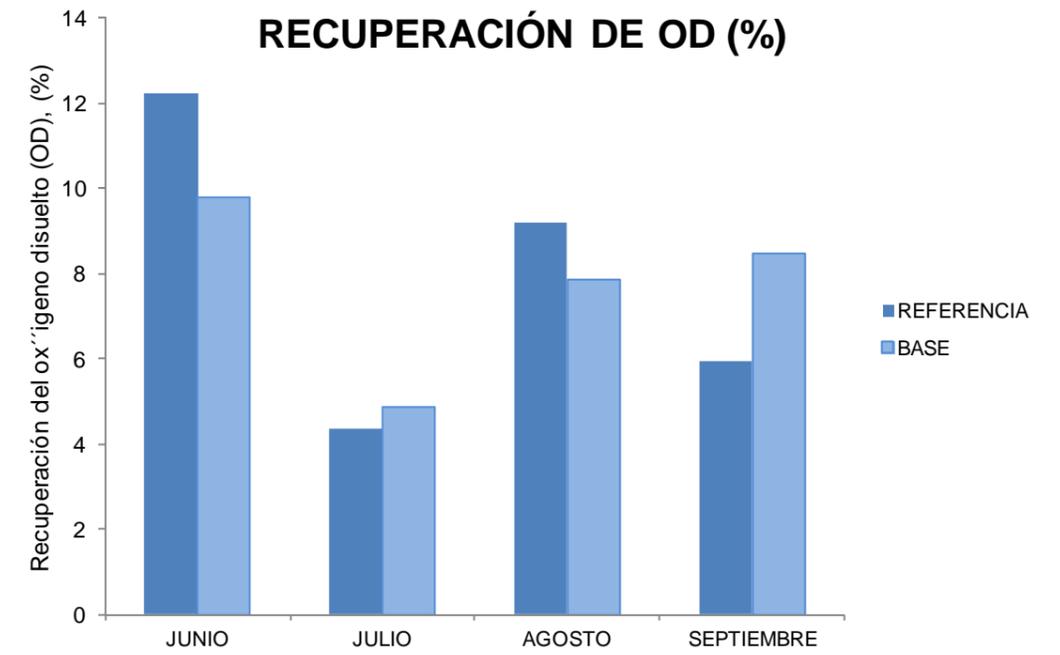


Figura 4.3. Recuperación de OD durante la época de lluvias para los escenarios de referencia y base para el 2020.

4.5.4 Escenarios con cambio climático para el horizonte 2020

A continuación se presentan las anomalías para temperatura y precipitación, los valores de las variables de entrada al modelo y los resultados de la modelación para cada uno de los escenarios de cambio climático.

4.5.4.1 Escenario A1B HADCM3 para el horizonte 2020

Para el escenario A1B HADCM3 2020, las anomalías de la precipitación durante la época de estiaje podrían disminuir 10 % e incrementarse 26 % y la temperatura del aire podría disminuir 0.09 °C e incrementarse 2.4 °C; para la época de lluvias la precipitación podría disminuir hasta 17.65 % e incrementarse solo en un 0.45 %, mientras que la temperatura podría incrementarse desde 0.93 hasta 1.59 °C (Tabla 4.9), aún cuando las anomalías de la precipitación presentan un mayor intervalo en estiaje, esto no representaría una reducción significativa en el caudal del río, sin embargo el incremento de la temperatura sí podría llegar a afectar la solubilidad del oxígeno y la rapidez con la que se lleven a cabo las reacciones en el cauce.

Tabla 4.9. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, A1B HADCM3, horizonte 2020.

MES	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE		
OCTUBRE	9.75	1.18
NOVIEMBRE	4.56	1.48
DICIEMBRE	26.10	0.40
ENERO	2.09	2.42
FEBRERO	21.16	-0.09
MARZO	6.54	0.43
ABRIL	4.57	0.46
MAYO	-9.99	0.21
LLUVIAS		
JUNIO	0.45	0.93
JULIO	-8.10	0.99
AGOSTO	-17.65	1.59
SEPTIEMBRE	-13.92	1.34

En la Tabla 4.10, se presentan los valores de entrada al modelo de oxígeno disuelto para el río Magdalena. Para la época de estiaje, la temperatura del agua varía entre 14.20 y 17.89 °C, el caudal entre 85.35 y 541.88 L/s. Para el periodo de lluvias la temperatura se esperaría entre 14.89 y 17.09 °C, el caudal por su parte podría estar entre 527.17 y 1 806.76 L/s. Los valores para estiaje, comparados con el escenario base, son ligeramente mayores en lo que respecta a la temperatura del agua se presenta un incremento de 0.55 °C en el límite inferior del intervalo y el caudal se incrementa en un 26 % respecto al límite inferior del esperado para el escenario base. Para la época de lluvias el incremento de la temperatura del agua de este escenario podría llegar hasta 1.24 °C para el límite inferior, el valor del caudal podría disminuir hasta 9% con respecto al escenario base.

Tabla 4.10. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A1B HADCM3, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T agua (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	14.43	4.37	11.66	165.33	0.23	0.12
	2	15.45	4.17	10.82	238.82	0.27	0.15
NOVIEMBRE	1	15.05	4.22	12.81	142.00	0.22	0.11
	2	16.07	3.90	11.77	205.12	0.25	0.13
DICIEMBRE	1	14.32	4.40	15.60	85.35	0.18	0.08
	2	15.35	3.80	14.13	123.30	0.21	0.10
ENERO	1	15.80	4.03	3.11	339.10	0.31	0.18
	2	16.82	4.38	2.92	489.84	0.35	0.22
FEBRERO	1	14.20	4.43	8.37	232.18	0.27	0.14
	2	15.22	4.47	7.86	335.39	0.31	0.18
MARZO	1	16.69	3.81	1.33	375.12	0.32	0.19
	2	17.71	4.27	1.25	541.88	0.37	0.24
ABRIL	1	15.49	4.11	10.29	193.28	0.25	0.13
	2	16.51	4.00	9.52	279.20	0.28	0.16
MAYO	1	16.86	3.77	11.18	175.14	0.24	0.12
	2	17.89	3.55	10.22	253.00	0.27	0.15
LLUVIAS							
JUNIO	1	16.07	3.97	2.87	987.60	0.46	0.34
	2	17.09	4.21	2.75	1806.76	0.57	0.49

MES	TRAMO	T agua	OD	DBO	Q río	v	y
		(°C)	(mg/L)	(mg/L)	(L/s)	(m/s)	(m)
JULIO	1	15.34	4.15	5.91	527.17	0.36	0.23
	2	16.36	4.21	2.75	964.42	0.45	0.34
AGOSTO	1	15.51	4.10	4.72	708.18	0.40	0.28
	2	16.54	3.66	2.61	1295.57	0.51	0.40
SEPTIEMBRE	1	14.89	4.26	4.09	802.25	0.42	0.30
	2	15.91	4.29	4.51	1467.67	0.53	0.43

Los resultados de la modelación del oxígeno disuelto, indican que la degradación de la carga orgánica se podrá encontrar para este escenario y en época estiaje entre 16.59 y 86.12 % y la recuperación de oxígeno disuelto podría disminuir hasta 27.19 e incrementarse en 22.49 %; para la temporada de lluvias la remoción de la carga orgánica puede esperarse disminuya entre 34.29 y 55.29 %, mientras que la recuperación de oxígeno disuelto podría incrementarse entre 6.74 y 11.90 % (Tabla 4.11 y 4.12). Para este escenario se espera que la degradación de carga orgánica mejore con respecto a la del escenario base (-29.47 y 95.59 %), lo mismo se esperaría para la época de lluvias, aun cuando los valores tienden a disminuir (-60.69 y -41.54 %). La recuperación de oxígeno disuelto durante la época de lluvias podrá ser mejor que la esperada para el escenario base para la misma temporada.

Los meses para los cuales se esperará mejor degradación de carga orgánica para la época de estiaje son octubre, abril y marzo, mientras que para la recuperación de OD serán enero y marzo. Para la temporada de lluvias, el mes con mayor remoción de carga orgánica será julio y la mejor recuperación de OD se esperaría para los meses de junio y julio.

Tabla 4.11. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario A1B HADCM3, horizonte 2020.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	166.57	23.40	168.64	26.48	86.12
NOVIEMBRE	157.15	79.56	159.23	87.01	50.03
DICIEMBRE	115.03	97.67	117.10	105.97	16.59
ENERO	91.02	68.81	93.09	72.70	26.08
FEBRERO	167.90	81.28	169.98	88.49	52.18
MARZO	43.21	35.54	45.28	37.52	21.50
ABRIL	171.75	51.57	173.82	56.60	70.33
MAYO	169.15	32.08	171.22	36.19	81.26
LLUVIAS					
JUNIO	244.71	383.23	246.78	394.59	-55.29
JULIO	130.62	178.19	132.69	185.16	-34.29
AGOSTO	288.56	426.11	290.63	439.32	-46.62
SEPTIEMBRE	283.76	436.10	285.83	449.30	-52.57

Tabla 4.12. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A1B HADCM3, horizonte 2020.

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.37	3.47	-20.56
NOVIEMBRE	4.22	3.20	-24.08
DICIEMBRE	4.40	3.20	-27.19
ENERO	4.03	4.67	15.83
FEBRERO	4.43	4.32	-2.58
MARZO	3.81	4.67	22.49
ABRIL	4.11	3.57	-13.11
MAYO	3.77	2.95	-21.80
LLUVIAS			
JUNIO	3.97	4.39	10.62
JULIO	3.97	4.44	11.90
AGOSTO	4.10	4.38	6.74
SEPTIEMBRE	4.26	4.59	7.69

4.5.4.2 Escenario A2 HADCM3 para el horizonte 2020

Para el escenario A2 HADCM3, las anomalías de la precipitación durante la época de estiaje se espera disminuyan 17.12 % y se incrementen 10.06 %, por su parte la temperatura del aire podrá disminuir 0.05 °C e incrementarse 1.72 °C; para la época de lluvias la precipitación se podrá esperar disminuya entre 19.46 y 8.10 % y la temperatura del aire se podría incrementar entre 1.27 y 2.15 °C (Tabla 4.13), como puede observarse las anomalías de precipitación se espera sean más marcadas para la época de lluvias, la temperatura también será mayor en esta época.

Tabla 4.13. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, A2HADCM3, horizonte 2020.

MES	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE		
OCTUBRE	2.20	0.52
NOVIEMBRE	4.54	0.84
DICIEMBRE	10.06	0.85
ENERO	-2.89	1.72
FEBRERO	-12.55	-0.05
MARZO	9.03	0.43
ABRIL	-12.24	1.17
MAYO	-17.12	1.16
LLUVIAS		
JUNIO	-8.10	1.41
JULIO	-14.94	1.68
AGOSTO	-19.46	2.15
SEPTIEMBRE	-18.78	1.27

En la Tabla 4.14, se presentan los valores de entrada al modelo de oxígeno disuelto. Para la época de estiaje, la temperatura del agua varía entre 13.98 y 18.52 °C, el caudal entre 74.49 y 465.95 L/s. Para el periodo de lluvias la temperatura se esperaría entre 14.84 y 17.40 °C, el caudal podría variar entre 487.90 y 1 653.02 L/s. Los valores para estiaje, comparados con el escenario base son ligeramente mayores en lo que respecta a la temperatura del agua se presenta un incremento de 0.78 °C en el límite superior del intervalo y el caudal disminuye 10 % respecto al límite superior del esperado para el escenario base.

Para la época de lluvias, el incremento de la temperatura del agua de este escenario podría llegar hasta 0.94 °C para el límite superior, el valor del caudal podría disminuir hasta 15% con respecto al escenario base.

Tabla 4.14. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A2 HADCM3, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T _{agua} (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	13.99	4.48	12.22	153.94	0.23	0.11
	2	15.01	4.25	11.35	222.38	0.26	0.14
NOVIEMBRE	1	14.62	4.33	12.81	141.96	0.22	0.11
	2	15.64	4.02	11.81	205.07	0.25	0.13
DICIEMBRE	1	14.62	4.32	16.13	74.50	0.17	0.07
	2	15.65	3.64	14.49	107.62	0.20	0.09
ENERO	1	15.32	4.15	3.92	322.56	0.30	0.17
	2	16.35	4.45	3.69	465.96	0.35	0.22
FEBRERO	1	14.22	4.42	11.55	167.58	0.23	0.12
	2	15.25	4.24	10.74	242.07	0.27	0.15
MARZO	1	16.69	3.81	0.90	167.58	0.32	0.19
	2	17.71	4.29	0.85	242.07	0.37	0.24
ABRIL	1	15.97	3.99	11.81	162.21	0.23	0.12
	2	16.99	3.74	10.84	234.33	0.27	0.14
MAYO	1	17.50	3.61	11.86	161.27	0.23	0.12
	2	18.52	3.31	10.77	232.96	0.27	0.14
LLUVIAS							
JUNIO	1	16.3834	3.8863	3.4237	903.5670	0.4428	0.3220
	2	17.4061	4.1187	3.2782	1653.0216	0.5522	0.4640
JULIO	1	15.7967	4.0325	6.1729	487.9096	0.3526	0.2230
	2	16.8194	4.1676	5.8536	892.6013	0.4411	0.3200
AGOSTO	1	15.8927	4.0086	4.8191	692.5913	0.4018	0.2750
	2	16.9153	4.1861	4.6018	1267.0542	0.5014	0.3950
SEPTIEMBRE	1	14.8412	4.2706	4.3929	757.0241	0.4151	0.2899
	2	15.8638	4.4695	4.2242	1384.9301	0.5181	0.4170

Los resultados de la modelación del oxígeno disuelto, indican que la variación de la degradación de la carga orgánica se podrá encontrar para el escenario A2 HADCM3 y durante la época estiaje entre 5.38 y 94.03 % y la recuperación de oxígeno disuelto podría esperarse que alcance hasta 24.49 %, pero también

podría esperarse que disminuya hasta 39.25 %; para la temporada de lluvias la remoción de carga orgánica puede esperarse se incremente 30.56 %, pero podría disminuir en un 52.06 %, mientras que la recuperación de oxígeno disuelto podría estar entre 3.80 y 9.86 % (Tabla 4.15 y 4.16). Para este escenario se espera que la degradación de carga orgánica para el estiaje mejore considerablemente con respecto a la del escenario base (-29.47 y 95.59 %), en la época de lluvias se esperaría una ligera mejoría, aun cuando los valores siguen siendo negativos (-60.69 y -41.54 %).

Para la época de estiaje, la recuperación del OD será positiva comparada con el escenario base (-38.85 y 18.85 %), durante la época de lluvias la recuperación es ligeramente menor a que se esperaría para el escenario base (4.88 y 9.78%).

Tabla 4.15. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario A2 HADCM3, horizonte 2020.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	162.55	9.82	164.63	11.60	94.04
NOVIEMBRE	157.14	81.70	159.21	88.77	48.68
DICIEMBRE	103.84	100.21	105.91	108.86	5.38
ENERO	109.26	79.63	111.33	84.18	28.47
FEBRERO	167.23	26.22	169.30	29.46	84.51
MARZO	29.90	25.25	31.98	26.64	21.02
ABRIL	165.58	18.77	167.65	21.68	88.81
MAYO	165.26	16.87	167.34	19.81	89.92
LLUVIAS					
JUNIO	267.28	409.58	269.35	422.40	-52.06
JULIO	260.22	342.45	262.29	356.14	-30.56
AGOSTO	288.38	420.79	290.45	435.14	-44.88
SEPTIEMBRE	287.33	436.44	289.40	449.95	-50.81

Los meses donde se esperará mejor degradación de carga orgánica para la época de estiaje son octubre, febrero, abril y marzo, mientras que para la recuperación

de OD serán enero y marzo. Para la temporada de lluvias el mes con mayor remoción de carga orgánica será julio y la mejor recuperación de OD se esperaría en junio.

Tabla 4.16. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A2 HADCM3, horizonte 2020.

MES	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.48	3.35	-25.24
NOVIEMBRE	4.33	3.38	-21.95
DICIEMBRE	4.32	2.63	-39.25
ENERO	4.15	4.68	12.80
FEBRERO	4.42	3.58	-19.18
MARZO	3.81	4.74	24.49
ABRIL	3.99	2.97	-25.68
MAYO	3.61	2.50	-30.83
LLUVIAS			
JUNIO	3.89	4.27	9.86
JULIO	4.03	4.19	3.80
AGOSTO	4.00	4.27	6.85
SEPTIEMBRE	4.27	4.58	7.16

4.5.4.3 Escenario B1 HADCM3 para el horizonte 2020

Para el escenario B1 HADCM3, las anomalías de la precipitación durante la época de estiaje podrían esperarse se incrementen 19.34 % y disminuyan 5.60 % y la temperatura del aire podría incrementarse 1.81 °C y disminuir 0.43 °C y; para la época de lluvias el intervalo de la precipitación se podría esperar que disminuya 13.64 y se incrementen en 5.65 % y la temperatura podría incrementarse entre 0.84 y 1.45 °C (Tabla 4.17), para ambas estaciones la variable significativa para el procesos de autodepuración podría ser el incremento de la temperatura debido a que se podría llegar a afectar la solubilidad del oxígeno y la rapidez con la que se lleven a cabo las reacciones en el cauce.

Tabla 4.17. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, escenario B1 HADCM3, horizonte 2020.

MES	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE		
OCTUBRE	2.28	1.28
NOVIEMBRE	10.87	1.81
DICIEMBRE	11.54	1.23
ENERO	10.35	1.41
FEBRERO	-5.60	0.43
MARZO	10.88	-0.06
ABRIL	19.34	-0.43
MAYO	4.30	1.06
LLUVIAS		
JUNIO	5.65	0.84
JULIO	-13.64	1.04
AGOSTO	-10.23	1.45
SEPTIEMBRE	-5.62	1.27

En la Tabla 4.18, se presentan los valores de entrada al modelo de oxígeno disuelto; para la época de estiaje; la temperatura del agua varía entre 14.50 y 18.45 °C, el caudal entre 75.50 y 563.97 L/s. Para el periodo de lluvias la temperatura se esperaría entre 14.84 y 17.03 °C, el caudal podría variar entre 495.41 y 1 900.35 L/s. Durante el estiaje la temperatura del agua presenta un incremento de 0.85 °C y el caudal incrementa en 11.5 % respecto al esperado para el escenario base. Para la época de lluvias el incremento de la temperatura del agua en este escenario podría llegar hasta 0.85 °C, el valor del caudal podría disminuir hasta 13.6 % con respecto al escenario base.

Los resultados de la modelación del oxígeno disuelto, indican que la degradación de la carga orgánica se podrá encontrar para el escenario B1 HADCM3 y para la época de estiaje entre 7.22 y 95.85 % (Tabla 4.19) y la recuperación de oxígeno disuelto podría llegar hasta un 24.77 %, pero disminuir en 40.07 % (Tabla 4.20); para la temporada de lluvias la remoción de carga orgánica podría disminuir entre 56.73 y 32.36 % (Tabla 4.19), mientras que la recuperación de oxígeno disuelto podría estar entre 3.88 y 11.16 %. Para este escenario se espera que la degradación de carga orgánica para el estiaje mejore considerablemente con

respecto a la del escenario base (-29.47 y 95.59 %), en la época de lluvias se esperaba una ligera mejoría, aun cuando los valores presentan una disminución (-60.69 y -41.54 %). Para la época de estiaje, se esperaba una mayor recuperación del OD respecto del escenario base (-38.85 y 18.85 % %), durante la época de lluvias la recuperación se esperaba una ligera mejoría comparada con el escenario base (4.88 y 9.78%).

Tabla 4.18. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario B1 HADCM3, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T agua (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	14.50	4.36	12.22	154.07	0.23	0.11
	2	15.52	3.51	8.98	222.56	0.26	0.14
NOVIEMBRE	1	15.27	4.16	12.39	150.56	0.22	0.11
	2	16.29	3.88	11.39	217.49	0.26	0.14
DICIEMBRE	1	14.88	4.26	16.08	75.50	0.17	0.07
	2	15.90	3.57	14.42	109.06	0.20	0.09
ENERO	1	15.12	4.20	1.76	366.54	0.32	0.19
	2	16.14	4.62	1.66	529.48	0.36	0.23
FEBRERO	1	14.54	4.34	10.89	180.90	0.24	0.12
	2	15.57	4.21	10.13	261.32	0.28	0.15
MARZO	1	16.36	3.89	0.58	390.41	0.32	0.20
	2	17.38	4.39	0.55	563.97	0.37	0.24
ABRIL	1	14.90	4.26	8.94	220.57	0.26	0.14
	2	15.92	4.25	8.35	318.63	0.30	0.17
MAYO	1	17.43	3.63	9.81	202.96	0.25	0.13
	2	18.45	3.52	9.01	293.18	0.29	0.16
LLUVIAS							
JUNIO	1	16.01	3.98	2.53	1038.76	0.47	0.35
	2	17.03	4.24	2.43	1900.35	0.58	0.50
JULIO	1	15.37	4.14	6.12	495.41	0.35	0.23
	2	16.39	4.28	5.82	906.32	0.44	0.32
AGOSTO	1	15.42	4.13	4.29	772.01	0.42	0.29
	2	16.44	4.33	4.12	1412.34	0.52	0.42
SEPTIEMBRE	1	14.84	4.27	3.58	879.69	0.44	0.32
	2	15.87	4.49	3.45	1609.34	0.55	0.46

Los meses donde se esperará mejor degradación de carga orgánica para la época de estiaje son octubre y noviembre, mientras que para la recuperación de OD serán enero y marzo. Para la temporada de lluvias el mes con mejor remoción de carga orgánica será julio y la mejor recuperación de OD se esperaría en junio.

Tabla 4.19. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario B1 HADCM3, horizonte 2020.

MES	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	130.57	7.15	132.64	8.76	94.61
NOVIEMBRE	161.15	6.77	163.22	7.38	95.85
DICIEMBRE	104.91	99.26	106.98	107.99	7.22
ENERO	55.60	45.83	57.67	279.47	20.53
FEBRERO	159.32	40.65	161.39	2.64	74.81
MARZO	19.58	17.27	21.65	258.88	20.24
ABRIL	246.15	73.65	248.22	79.44	70.33
MAYO	172.00	59.97	174.07	65.21	65.55
LLUVIAS					
JUNIO	227.02	359.06	229.09	369.45	-56.73
JULIO	262.10	349.65	264.17	363.22	-32.36
AGOSTO	286.71	432.68	288.78	446.40	-49.83
SEPTIEMBRE	272.22	426.50	274.29	438.89	-55.49

Tabla 4.20. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario B1 HADCM3, horizonte 2020.

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	3.63	3.05	-15.79
NOVIEMBRE	4.16	3.24	-22.29
DICIEMBRE	4.26	2.55	-40.07
ENERO	4.20	5.00	19.00
FEBRERO	4.34	3.68	-15.23
MARZO	3.89	4.86	24.77

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ABRIL	4.26	4.02	-5.58
MAYO	3.63	3.30	-8.99
LLUVIAS			
JUNIO	3.98	4.42	11.16
JULIO	4.14	4.30	3.88
AGOSTO	4.13	4.44	7.60
SEPTIEMBRE	4.27	4.63	8.53

4.5.4.4 Escenario A1B ECHAM5 para el horizonte 2020

Para el escenario A1B ECHAM 5, las anomalías de la precipitación durante la época de estiaje podrían incrementarse en 17.15 % y disminuir 29.34 % y la temperatura del aire se podría incrementar entre 0.46 y 1.52 °C; para la época de lluvias el intervalo de la precipitación se podría esperar que disminuya 8.86 % y que incremente 18.59 % y la temperatura podría aumentar entre 0.73 y 1.20 °C (Tabla 4.21), para este escenario podría esperarse que la época crítica sea la de estiaje, ya que podría presentar mayor incremento de la temperatura del aire en combinación con caudales bajos característicos de la temporada.

Tabla 4.21. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio A1B ECHAM5, horizonte 2020.

MES	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE		
OCTUBRE	-11.30	0.81
NOVIEMBRE	-12.28	1.18
DICIEMBRE	17.16	1.06
ENERO	-12.42	0.47
FEBRERO	-29.35	1.53
MARZO	-22.07	1.36
ABRIL	12.39	1.02
MAYO	-3.83	0.99
LLUVIAS		
JUNIO	18.59	0.81
JULIO	8.15	0.73
AGOSTO	-8.87	1.20
SEPTIEMBRE	14.96	0.88

En la Tabla 4.22, se presentan los valores de entrada al modelo de oxígeno disuelto; para la época de estiaje; la temperatura del agua varía entre 14.18 y 18.41 °C, el caudal entre 79.30 y 420.22 L/s. Para el periodo de lluvias la temperatura se esperaría entre 14.58 y 17.00 °C, el caudal podría variar entre 620.37 y 2 133.12 L/s. Durante el estiaje la temperatura del agua presenta un incremento de 0.5 °C y la precipitación podría variar ± 17 % respecto a lo esperado para el escenario base. Para la época de lluvias el incremento de la temperatura del agua en este escenario podría llegar hasta 0.58 °C, el valor del caudal podría incrementarse hasta en un 18.60 % con respecto al escenario base.

Los resultados de la modelación del oxígeno disuelto en términos de remoción de carga orgánica, indican que la degradación de la carga orgánica para el escenario A1B ECHAM5 y para la época estiaje podría disminuir 16.79 e incrementarse 83.56 % (Tabla 4.23) y la recuperación de oxígeno disuelto podría reducirse hasta 36.50 %, pero incrementarse en 11.07 % (Tabla 4.24); para la temporada de lluvias la remoción de carga orgánica podría disminuir entre 61 y 43.23 %, mientras que la recuperación de oxígeno disuelto podría estar entre 5.65 y 12.5 %. Para este escenario se espera que la degradación de carga orgánica para el estiaje mejore con respecto a la del escenario base (-29.47 y 95.59 %), durante la época de lluvias el comportamiento es prácticamente el mismo que el del escenario base (-60.69 y -41.53 %). Para la época de estiaje, podría disminuir la recuperación del OD respecto del escenario base (-38.85 y 18.85 %), durante la época de lluvias la recuperación mejoraría comparada con el escenario base (4.88 y 9.78%).

Tabla 4.22. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A1B ECHAM5, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T _{agua} (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q _{rio} (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	14.18	4.43	13.22	133.61	0.21	0.10
	2	15.21	4.11	12.20	193.00	0.25	0.13
NOVIEMBRE	1	14.85	4.27	13.94	119.13	0.20	0.10
	2	15.87	3.85	12.74	172.09	0.24	0.12
DICIEMBRE	1	14.77	4.29	15.90	79.30	0.17	0.07
	2	15.79	3.63	14.30	114.55	0.20	0.09
ENERO	1	14.49	4.36	5.48	290.90	0.29	0.16
	2	15.52	4.57	5.17	420.22	0.33	0.20
FEBRERO	1	15.28	4.16	13.13	135.40	0.22	0.10
	2	16.30	3.81	12.03	195.59	0.25	0.13
MARZO	1	17.31	3.66	6.29	274.39	0.28	0.16
	2	18.33	3.81	5.83	396.37	0.33	0.20
ABRIL	1	15.86	4.02	9.57	207.73	0.25	0.13
	2	16.89	3.95	8.86	300.08	0.29	0.17
MAYO	1	17.39	3.64	10.59	187.13	0.24	0.13
	2	18.41	3.46	9.67	270.32	0.28	0.16
LLUVIAS							
JUNIO	1	15.98	3.99	1.69	1165.99	0.49	0.38
	2	17.00	4.27	1.63	2133.12	0.60	0.54
JULIO	1	15.17	4.19	5.30	620.37	0.39	0.26
	2	16.19	4.36	5.07	1134.93	0.48	0.37
AGOSTO	1	15.26	4.17	4.22	783.73	0.42	0.30
	2	16.28	4.37	4.05	1433.79	0.52	0.43
SEPTIEMBRE	1	14.58	4.34	2.31	1071.42	0.47	0.36
	2	15.60	4.59	2.24	1960.11	0.59	0.51

Tabla 4.23. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario A1B ECHAM5, 2020.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	332.34	85.32	334.41	94.08	74.49
NOVIEMBRE	163.02	27.13	165.09	21.00	83.56
DICIEMBRE	376.85	99.55	378.92	108.22	73.73
ENERO	98.34	87.91	100.41	98.27	12.45
FEBRERO	212.36	78.37	214.43	85.41	63.45
MARZO	72.63	87.25	74.70	93.55	-16.79
ABRIL	98.54	63.07	100.61	68.71	37.32
MAYO	72.54	43.60	74.61	48.62	41.56
LLUVIAS					
JUNIO	170.05	274.36	172.12	281.92	-59.40
JULIO	283.91	409.62	285.98	423.74	-43.23
AGOSTO	285.50	433.56	287.58	447.10	-50.76
SEPTIEMBRE	214.16	348.12	216.23	357.31	-61.00

Los meses donde se esperará mejor degradación de carga orgánica para la época de estiaje son noviembre, diciembre y enero, mientras que para la recuperación de OD serán enero. Para la temporada de lluvias el mes con mejor remoción de carga orgánica será julio y la mejor recuperación de OD se esperaría en junio y septiembre.

Tabla 4.24. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A1B ECHAM5, horizonte 2020.

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD inicial (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.43	3.43	-22.72
NOVIEMBRE	4.27	4.27	0.12
DICIEMBRE	4.29	2.72	-36.50
ENERO	4.36	4.84	11.07
FEBRERO	4.16	3.12	-25.11
MARZO	3.66	3.84	5.05
ABRIL	4.02	3.64	-9.37
MAYO	3.64	2.99	-17.82
LLUVIAS			
JUNIO	3.99	4.49	12.56
JULIO	4.19	4.43	5.65
AGOSTO	4.17	4.49	7.73
SEPTIEMBRE	4.34	4.78	10.33

4.5.4.5 Escenario A2 ECHAM5 para el horizonte 2020

Para el escenario A2 ECHAM5, las anomalías de la precipitación durante la época de estiaje presentarán una disminución de 22.78 y un incremento de 21.46 % y la temperatura del aire se incrementará entre 0.55 y 1.50 °C; para la época de lluvias el intervalo de la precipitación se podrá esperar disminuya 7.75 y se incremente 2.38 % y la temperatura del aire podría aumentar entre 1.01 y 1.30 °C (Tabla 4.25). Como en escenarios anteriores, la variable importante podrá ser la temperatura, ya que presenta incrementos importantes respecto al escenario base.

En la Tabla 4.26, se presentan los valores de entrada al modelo de oxígeno disuelto; para la época de estiaje; la temperatura del agua varía entre 14.01 y 18.57 °C, el caudal entre 60.23 y 551.98 L/s. Para el periodo de lluvias la temperatura se esperaría entre 14.67 y 17.26 °C, el caudal podría variar entre

529.18 y 1 749.31 L/s. Durante el estiaje la temperatura del agua presenta un incremento de hasta 0.82 °C y podría disminuir el caudal del río hasta en un 11.0 % respecto al escenario base. Para la época de lluvias el incremento de la temperatura del agua en este escenario podría llegar hasta 0.8 °C, el valor del caudal podría disminuir hasta en un 7.75 % con respecto al escenario base.

Tabla 4.25. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, escenario A2 ECHAM5, horizonte 2020.

MES	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE		
OCTUBRE	7.45	0.55
NOVIEMBRE	1.69	0.97
DICIEMBRE	-11.01	1.09
ENERO	15.04	0.92
FEBRERO	-10.90	0.88
MARZO	-22.78	1.50
ABRIL	21.46	1.19
MAYO	-17.49	1.23
LLUVIAS		
JUNIO	-2.75	1.20
JULIO	-7.75	1.09
AGOSTO	-6.62	1.30
SEPTIEMBRE	2.38	1.01

Los resultados para la remoción de la carga orgánica se presentan en la Tabla 4.27, indican que la degradación de la carga orgánica para el escenario A2 ECHAM5 y para la época estiaje se podría esperar una disminución del 28.84 y un incremento de 90.33% , por su parte la recuperación de oxígeno disuelto podría disminuir hasta 43.96 e incrementarse en 19.18% (Tabla 4.28); para la temporada de lluvias la remoción de carga orgánica puede esperarse que disminuya entre 57.78 y 35.32 %, mientras que la recuperación de oxígeno disuelto podría estar entre 4.17 y 4.56 %. Para este escenario se espera que la degradación de carga orgánica para el estiaje mejore ligeramente con respecto al escenario base, durante la época de lluvias se mejora ligeramente respecto al escenario base (-60.69 y -41.53 %). Para la época de estiaje, podría disminuir la recuperación del OD respecto al escenario base (-38.85 y 18.85 %), durante la época de lluvias se

esperara menor recuperación de OD comparada con el escenario base (4.88 y 9.78%).

Tabla 4.26. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario A2 ECHAM5, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T agua (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	14.01	4.48	11.83	161.86	0.23	0.12
	2	15.03	4.28	11.01	233.81	0.27	0.14
NOVIEMBRE	1	14.71	4.30	13.00	138.09	0.22	0.10
	2	15.73	3.98	11.97	199.48	0.25	0.13
DICIEMBRE	1	14.78	4.29	16.83	60.23	0.16	0.06
	2	15.80	3.47	14.94	87.01	0.18	0.08
ENERO	1	14.79	4.28	0.99	382.11	0.32	0.19
	2	15.81	4.74	0.94	551.98	0.37	0.24
FEBRERO	1	14.85	4.27	11.39	170.74	0.24	0.12
	2	15.87	4.08	10.56	246.65	0.27	0.15
MARZO	1	17.40	3.63	6.42	271.89	0.28	0.16
	2	18.42	3.78	5.93	392.76	0.32	0.20
ABRIL	1	15.98	3.99	8.75	224.49	0.26	0.14
	2	17.00	3.98	8.11	324.29	0.30	0.17
MAYO	1	17.55	3.60	11.90	160.55	0.23	0.11
	2	18.57	3.29	10.79	231.93	0.27	0.14
LLUVIAS							
JUNIO	1	16.24	3.92	3.08	956.20	0.45	0.33
	2	17.26	4.16	2.95	1749.31	0.56	0.48
JULIO	1	15.40	4.13	5.90	529.18	0.36	0.23
	2	16.43	4.28	5.62	968.10	0.45	0.34
AGOSTO	1	15.32	4.15	4.09	803.06	0.42	0.30
	2	16.35	4.36	3.93	1469.16	0.53	0.43
SEPTIEMBRE	1	14.67	4.31	3.09	954.22	0.45	0.33
	2	15.69	4.55	2.98	1745.70	0.56	0.48

Los meses donde se esperará mejor degradación de carga orgánica para la época de estiaje son octubre, febrero y mayo, mientras que para la recuperación de OD será enero. Para la temporada de lluvias el mes con mejor remoción de carga orgánica será julio, en lo que respecta a la recuperación de OD el comportamiento es prácticamente el mismo para toda la temporada.

Tabla 4.27. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el A2 ECHAM5, 2020.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	165.46	19.40	167.53	22.18	88.42
NOVIEMBRE	155.13	82.67	157.20	89.88	47.41
DICIEMBRE	87.61	98.96	89.68	107.58	-10.34
ENERO	32.66	44.74	34.73	46.61	-28.84
FEBRERO	168.09	29.29	170.16	32.88	82.79
MARZO	150.70	86.92	152.77	93.29	43.11
ABRIL	169.69	74.11	171.76	80.17	56.85
MAYO	165.02	16.16	167.09	19.04	90.33
LLUVIAS					
JUNIO	254.09	394.46	256.16	406.42	-53.99
JULIO	269.75	367.84	271.82	381.68	-35.32
AGOSTO	283.67	430.95	285.75	444.32	-50.82
SEPTIEMBRE	254.64	405.04	256.71	416.30	-57.78

Tabla 4.28. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario A2 ECHAM5, horizonte 2020.

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.48	3.56	-20.47
NOVIEMBRE	4.30	3.31	-23.05
DICIEMBRE	4.29	2.40	-43.96
ENERO	4.28	5.10	19.18
FEBRERO	4.27	3.45	-19.30
MARZO	3.63	3.80	4.52
ABRIL	3.99	3.76	-5.66
MAYO	3.60	2.47	-31.23
LLUVIAS			
JUNIO	3.92	0.41	4.17
JULIO	4.13	0.18	4.28
AGOSTO	4.15	0.33	4.37
SEPTIEMBRE	4.31	0.40	4.56

4.5.4.6 Escenario B1 ECHAM5 para el horizonte 2020

Para el escenario B1 ECHAM5, las anomalías de la precipitación durante la época de estiaje se espera disminuya 36.00 % y se incremente 26.91 % y la temperatura del aire se incrementaría entre 0.42 y 1.15 °C; para la época de lluvias la precipitación podría disminuir hasta 12.57 e incrementarse en 8.04 % y la temperatura del aire podría incrementarse entre 0.72 y 1.01 °C (Tabla 4.29), en este escenario la combinación de la reducción del caudal en 36 % y el incremento de la temperatura ,pueden jugar un papel importante en la autodepuración, debido que se dificulta la dilución de la corriente y la rapidez de las velocidades se podría incrementar haciéndose necesaria la utilización de oxígeno de la corriente.

Tabla 4.29. Anomalías de precipitación y temperatura para la zona de estudio B1 ECHAM5, horizonte 2020.

MES	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE		
OCTUBRE	-13.37	0.50
NOVIEMBRE	-24.12	0.49
DICIEMBRE	-7.85	1.14
ENERO	-36.00	1.07
FEBRERO	-25.34	1.15
MARZO	-10.14	0.96
ABRIL	26.91	0.42
MAYO	-9.14	0.78
LLUVIAS		
JUNIO	4.43	0.72
JULIO	-12.57	0.79
AGOSTO	-0.77	1.01
SEPTIEMBRE	8.04	0.89

En la Tabla 4.30, se presentan los valores de entrada al modelo de oxígeno disuelto; para la época de estiaje; la temperatura del agua varía entre 13.98 y 18.27 °C, el caudal entre 62.37 y 457.08 L/s. Para el periodo de lluvias la temperatura se esperaría entre 14.59 y 16.95 °C, el caudal podría variar entre 501.53 y 1 878.42 L/s. Durante el estiaje la temperatura del agua presenta un incremento de hasta 0.52 °C y podría disminuir el caudal del río hasta en un 10.13 % respecto al escenario base. Para la época de lluvias el incremento de la

temperatura del agua en este escenario podría llegar hasta 0.6 °C, el valor del caudal podría disminuir hasta en un 12.56 % con respecto al escenario base.

Tabla 4.30. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario B1 ECHAM5, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

MES	TRAMO	T agua (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	13.98	4.49	13.38	130.50	0.21	0.10
	2	15.00	4.15	12.36	188.51	0.24	0.13
NOVIEMBRE	1	14.39	4.38	14.73	103.05	0.19	0.09
	2	15.41	3.89	13.43	148.86	0.22	0.11
DICIEMBRE	1	14.82	4.28	16.73	62.37	0.16	0.06
	2	15.84	3.48	14.87	90.10	0.18	0.08
ENERO	1	14.90	4.26	9.33	212.59	0.26	0.14
	2	15.92	4.23	8.70	307.09	0.30	0.17
FEBRERO	1	15.02	4.23	12.76	143.08	0.22	0.11
	2	16.05	3.91	11.73	206.68	0.25	0.13
MARZO	1	17.04	3.72	4.22	316.41	0.30	0.17
	2	18.06	4.01	3.93	457.08	0.34	0.21
ABRIL	1	15.46	4.12	8.25	234.57	0.27	0.14
	2	16.49	4.15	7.69	338.85	0.31	0.18
MAYO	1	17.24	3.67	11.10	176.80	0.24	0.12
	2	18.27	3.45	10.12	255.39	0.28	0.15
LLUVIAS							
JUNIO	1	15.93	4.00	2.61	1026.77	0.46	0.35
	2	16.95	4.70	2.31	1878.42	0.58	0.50
JULIO	1	15.20	4.18	6.08	501.53	0.36	0.23
	2	16.22	4.32	5.79	917.52	0.45	0.33
AGOSTO	1	15.13	4.20	3.76	853.32	0.43	0.31
	2	16.15	4.42	3.61	1561.10	0.54	0.45
SEPTIEMBRE	1	14.59	4.33	2.74	1006.94	0.46	0.34
	2	15.61	4.58	2.65	1842.13	0.57	0.49

Los resultados para la remoción de la carga orgánica se presentan en la Tabla 4.31, indican que la degradación de la carga orgánica para el escenario B1 ECHAM5 y para la época estiaje podría disminuir 6.12 % e incrementarse 80.23% y la recuperación de oxígeno disuelto disminuirá 43.55 % , pero incrementarse en

13.44 % (Tabla 4.32); para la temporada de lluvias la remoción de carga orgánica podría esperarse entre 59.93 y 33.37 %, mientras que la recuperación de oxígeno disuelto podría estar entre 3.96 y 21.72 %. Para la temporada de estiaje de este escenario se espera que la degradación de carga orgánica mejore ligeramente con respecto a la del escenario base (-29.47 y 95.59 %), durante la época de lluvias será menor que la esperada para el escenario base (-60.69 y -41.53 %). Para la época de estiaje, podría disminuir la recuperación del OD respecto del escenario base (-38.85 y 18.85 %), durante la época de lluvias se esperara que la recuperación de OD se incremente comparada con el escenario base (4.88 y 9.78%).

Tabla 4.31. Comportamiento mensual de la carga orgánica para el escenario B1 ECHAM5, horizonte 2020.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	150.81	86.81	152.88	94.02	43.22
NOVIEMBRE	131.03	93.50	133.10	101.50	29.75
DICIEMBRE	90.16	97.87	92.23	106.45	-6.12
ENERO	171.45	68.25	173.52	73.86	60.67
FEBRERO	157.69	77.31	159.76	84.14	51.61
MARZO	115.45	79.66	117.53	84.73	32.22
ABRIL	167.25	80.42	169.32	86.51	52.50
MAYO	169.50	33.92	171.57	38.28	80.23
LLUVIAS					
JUNIO	231.43	336.22	233.51	346.25	-43.99
JULIO	263.58	354.30	265.65	367.84	-33.37
AGOSTO	276.92	430.53	278.99	443.40	-54.32
SEPTIEMBRE	238.38	384.55	240.45	394.97	-59.93

Los meses donde se esperará mejor degradación de carga orgánica para la época de estiaje son enero y mayo, mientras que para la recuperación de OD será marzo. Para la temporada de lluvias el mes con mejor remoción de carga orgánica

será julio, en lo que respecta a la recuperación de OD el mes con mejor recuperación es junio.

Tabla 4.32. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario B1 ECHAM5, 2020.

Mes	OD inicial (mg/L)	OD final (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.49	3.42	-23.67
NOVIEMBRE	4.38	3.02	-31.15
DICIEMBRE	4.28	2.41	-43.55
ENERO	4.26	3.94	-7.37
FEBRERO	4.23	3.23	-23.45
MARZO	3.72	4.22	13.44
ABRIL	4.12	3.99	-2.98
MAYO	3.67	2.85	-22.27
LLUVIAS			
JUNIO	4.00	4.87	21.72
JULIO	4.18	4.35	3.96
AGOSTO	4.20	4.54	8.18
SEPTIEMBRE	4.33	4.75	9.68

En resumen la variación que se espera para la época de estiaje para el modelo HADCM3 en cuanto a remoción de carga orgánica estaría entre 5.38 y 94.85 %, mientras que la recuperación de oxígeno disuelto disminuirá entre 40.07 y 24.77 %. Para la temporada de lluvias la remoción de carga orgánica disminuirá entre 56.73 y 32.36 %, y la recuperación del OD se encontrará entre 3.80 y 11.90 %. Para la época de estiaje, la temperatura del aire disminuirá 0.05 °C y se incrementará 2.4 °C, la precipitación disminuirá 17.12 % y se incrementará en 26 %, la temperatura del agua se encontrará entre 13.99 y 18.57 °C y el caudal entre 74.50 y 563.97 L/s. Durante la época de lluvias la temperatura del aire podría disminuir hasta 0.84 °C e incrementarse hasta 2.15°C, por su parte la precipitación podría disminuir 19.46 % e incrementarse 5.65 %, la temperatura del agua se esperará entre 14.84 y 17.41 °C, el caudal entre 487.91 y 1900.35 L/s.

Por otra parte para el modelo ECHAM5 la degradación de la carga orgánica durante el estiaje podría esperarse que disminuya 28.84 % y se incremente 90.33 % y la recuperación del OD podría reducirse en 43.96 e incrementarse hasta 21.72 %; para la época de lluvias podría disminuir entre 61.00 y 43.23 % para la remoción de carga orgánica; mientras que la recuperación del oxígeno disuelto podría llegar a estar entre 3.96 y 21.72 %. Para el estiaje se esperan anomalías de la temperatura del aire entre 0.42 y 1.52, y la precipitación podría disminuir 36.00 % e incrementarse 26.91 %; la variación de la temperatura del agua entre 13.98 y 18.57 °C y el caudal entre 60.23 y 551.98 L/s. Para la temporada de lluvias, la anomalía de la temperatura estará entre 0.73 y 1.30 °C y la precipitación disminuirá 12.57 % pero se incrementará hasta 18.59 %; la temperatura del agua variará entre 14.58 y 17.26 °C y el caudal entre 501.53 y 2133.11 L/s.

Como puede observar a lo largo del capítulo la variación de la capacidad de autodepuración del Río Magdalena por efecto de la variación futura del clima varía según el escenario y modelo, de aquí que lo recomendable es englobar las variaciones de los escenarios y modelos para considerar todo el intervalo de incertidumbre para cualquier otro cuerpo de agua al que se decida aplicar la metodología propuesta en este trabajo.

Para el Río Magdalena, en época de estiaje, las anomalías globales de temperatura del aire estarán entre 0.42 y 2.4 °C y la precipitación podría disminuir en 36 % e incrementarse hasta 26.91 %. La temperatura del agua estará entre 13.99 y 18.57 °C y el caudal entre 60.23 y 563.97 L/s. Con éstas condiciones climáticas e hidráulicas, la remoción global de la carga orgánica podría alcanzar un 95.85 %, pero también disminuir en 28.84 %, por lo que respecta a la recuperación del OD que se espera un incremento del 21.72 %, pero una disminución del 43.96 %. Estos valores comparados con el escenario base, indican que la remoción de la carga orgánica prácticamente se mantiene (-29.47 y 95.59 %), sin embargo se podría esperar una mayor recuperación del OD, comparado con el base (-38.85 y 18.85 %).

Para la época de lluvias, las anomalías de la temperatura del aire podría disminuir 0.84 °C y aumentar hasta 2.15 °C, mientras que la precipitación podría reducirse en 19.46 % e incrementarse en 19.59 %; la temperatura del agua podrá variar entre 14.84 y 17.41 °C, y el caudal entre 487.91 y 2 133.11 L/s. De aquí que la remoción de la carga orgánica disminuirá entre el 61.00 y 32.36 %; la recuperación del oxígeno disuelto entre 3.80 y 21.72 %. Al comparar estos valores con los correspondientes al escenario base se tiene que la remoción de la carga orgánica podría tener una ligera mejoría respecto al escenario base (-60.69 y -41.53), el oxígeno disuelto podría presentar una recuperación respecto del escenario base (4.88 y 9.78 %).

En este caso en particular la carga orgánica que sea susceptible de entrar a la primera potabilizadora cobra importancia, ésta se estimó para el escenario base y la época de estiaje entre 101.59 y 231.49 kg/d y para los escenarios futuros entre 2.64 y 279.47 kg/d, aún cuando la remoción de CO₂, es similar en ambos escenarios la degradación está regida por el incremento del caudal, lo que produce dilución de la descarga. Para la época de lluvias en el escenario base se espera que la carga orgánica alimentada a la potabilizadora esté entre 454.92 y 516.22 kg/d, mientras que para los escenarios futuros entre 185.16 y 449.95, en esta época ocurre el mismo fenómeno de la dilución, aun cuando no en la misma proporción en la que se incrementa el caudal.

4.5.5 Escenario base para el horizonte 2050

De la misma forma que para el horizonte 2020, para cada uno de los tramos se seleccionaron los valores para las constantes de biodegradación (k_d) y reaeración (k_a) para la temperatura de 20°C, estos valores se eligieron de acuerdo con las características del río. Los valores para k_d y k_a , en el primer tramo, fueron 1.169 d⁻¹ y 1.225 d⁻¹, respectivamente; para el segundo tramo fueron de 1.84 d⁻¹ y 0.67 d⁻¹, respectivamente. Los valores de estas constantes se corrigieron para las temperaturas del agua, de las proyecciones futuras de la temperatura del aire; estas correcciones se determinaron a partir de la ecuación de Arrhenius (Metcalf &

Eddy, 2003), considerando como factores de corrección $\theta_d= 1.056$ y $\theta_a=1.024$ (Schnoor, 1996) para k_d y k_a , respectivamente.

A continuación se presentan los valores de las variables de entrada al modelo de oxígeno disuelto para generar el escenario base para el horizonte 2050 durante las épocas de lluvias y de estiaje, se presentan en la Tabla 4.33.

Tabla 4.33. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario base, para estiaje y lluvias, horizonte 2050.

MES	TRAMO	T agua (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Q río (L/s)	v (m/s)	y (m)
ESTIAJE							
OCTUBRE	1	15.03	4.22	14.58	106.10	0.20	0.09
	2	16.06	13.26	3.50	153.27	0.23	0.11
NOVIEMBRE	1	15.98	3.99	15.95	78.18	0.17	0.07
	2	17.00	3.06	14.33	112.94	0.20	0.09
DICIEMBRE	1	16.30	3.91	12.36	151.07	0.22	0.11
	2	17.33	3.39	11.28	218.23	0.26	0.14
ENERO	1	16.56	3.84	6.42	451.30	0.34	0.21
	2	17.58	3.85	6.01	651.92	0.39	0.27
FEBRERO	1	15.93	4.00	10.79	183.03	0.24	0.12
	2	16.95	3.66	9.95	264.39	0.28	0.15
MARZO	1	18.57	3.34	6.16	489.38	0.35	0.22
	2	19.60	3.34	5.76	706.94	0.40	0.28
ABRIL	1	16.04	3.97	11.43	170.04	0.24	0.12
	2	17.06	3.57	10.50	245.63	0.27	0.15
MAYO	1	18.72	3.30	10.51	188.67	0.25	0.13
	2	19.74	2.91	9.52	272.54	0.28	0.16
LLUVIAS							
JUNIO	1	17.29	3.66	1.31	1223.72	0.50	0.39
	2	18.31	3.89	1.25	2238.72	0.61	0.56
JULIO	1	16.58	3.84	6.43	449.10	0.34	0.21
	2	17.60	3.84	6.06	821.61	0.43	0.31
AGOSTO	1	16.25	3.92	2.84	991.79	0.45	0.33
	2	17.27	4.09	2.72	1814.42	0.57	0.49
SEPTIEMBRE	1	15.80	4.03	1.94	1127.40	0.48	0.37
	2	16.82	4.23	1.87	2062.51	0.60	0.53

La temperatura del agua para la época de estiaje para este escenario se encuentra entre 15.03 y 19.74 °C, el caudal del río varía entre 78.20 y 706.90 L/s, para la temporada de lluvias la temperatura presenta un intervalo entre 15.80 y 18.31 °C, por su parte el caudal varía entre 449.10 y 2 238.72 L/s.

La remoción de la carga orgánica (CO) para la época de estiaje está entre 9.79 y 63.44 %, mientras que para la época de lluvias disminuirá entre 60.46 y 25.29 % (Tabla 4.34), como puede observarse, el periodo crítico se presenta en la época de lluvias, situación que también se presenta para el escenario de base del horizonte 2020.

Tabla 4.34. Remoción de carga orgánica para el escenario base para el horizonte 2050.

Mes	CO inicial (kg/d)	CO final (kg/d)	CO entradas (kg/d)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE					
OCTUBRE	133.63	90.53	136.47	98.63	32.25
NOVIEMBRE	107.75	96.46	110.58	105.49	10.48
DICIEMBRE	161.37	75.56	164.20	82.75	53.17
ENERO	250.14	220.86	252.97	231.94	11.70
FEBRERO	170.62	66.19	173.46	72.57	61.21
MARZO	260.60	235.09	263.43	247.51	9.79
ABRIL	167.91	70.61	170.75	77.24	57.95
MAYO	171.36	62.65	174.19	69.03	63.44
LLUVIAS					
JUNIO	138.10	220.29	140.94	226.77	-59.52
JULIO	249.48	312.59	252.32	326.44	-25.29
AGOSTO	243.38	378.80	246.21	390.33	-55.64
SEPTIEMBRE	189.28	303.73	192.12	312.32	-60.46

Por su parte la carga orgánica que entra al río en la época de estiaje se encuentra en el intervalo de 110.59 y 263.43 kg/d, y durante la época de lluvias entre 140.94 y 252.32 kg/d, mientras que la carga orgánica que entra a la potabilizadora

durante el estiaje se estimó entre 69.03 y 247.51 kg/día, y para la temporada de lluvias entre 226.77 y 390.33 kg/día.

Los meses que presentan mejor remoción de carga orgánica para estiaje son febrero y mayo; para la época de lluvias el mes de julio podría ser el que presente mejor remoción de carga orgánica.

La recuperación del OD durante el estiaje podría llegar hasta un 26.13 %, pero disminuir en 5.33 %; para los meses de la época de lluvias se tienen valores de recuperación de OD entre 19.62 y 25.98 % (Tabla 4.35).

Tabla 4.35. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto para el escenario base, horizonte 2050.

Mes	OD _{inicial} (mg/L)	OD _{final} (mg/L)	Recuperación de OD (%)
ESTIAJE			
OCTUBRE	4.22	4.26	0.94
NOVIEMBRE	3.99	3.77	-5.33
DICIEMBRE	3.91	4.34	11.13
ENERO	3.84	4.69	22.15
FEBRERO	4.00	4.65	16.36
MARZO	3.34	4.21	26.06
ABRIL	3.97	4.57	15.01
MAYO	3.30	4.17	26.13
LLUVIAS			
JUNIO	3.66	4.61	25.98
JULIO	3.84	4.59	19.62
AGOSTO	3.92	4.78	22.01
SEPTIEMBRE	4.03	4.92	22.01

4.5.6 Escenarios con cambio climático para el horizonte 2050

De manera resumida se presentan a continuación las anomalías para temperatura y precipitación en la Tablas 4.36 y 4.37, los resultados de la modelación en términos de la carga orgánica que entra a la potabilizadora y la removida en el

tramo modelado (Tabla 4.38), y el porcentaje de recuperación de oxígeno disuelto se presentan en la Tabla 4.39.

Tabla 4.36. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, modelo HADCM3, horizonte 2050.

MES	A1B HADCM3		A2HADCM3		B1 HADCM3	
	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE						
OCTUBRE	13.15	2.77	3.03	2.48	0.40	1.43
NOVIEMBRE	20.89	2.34	26.74	3.23	5.25	1.93
DICIEMBRE	-7.6218	1.69	11.91	2.30	10.44	1.41
ENERO	-5.56	2.08	-6.06	3.25	10.72	2.51
FEBRERO	2.38	3.09	-3.12	3.16	-6.51	2.01
MARZO	7.44	3.96	11.08	4.22	12.13	2.24
ABRIL	-16.15	2.31	4.14	1.63	-1.60	1.71
MAYO	6.23	3.38	-11.41	1.97	-17.80	1.19
LLUVIAS						
JUNIO	-26.88	0.93	4.25	1.41	-6.73	0.84
JULIO	-44.17	3.36	-15.83	2.83	-37.45	2.64
AGOSTO	-21.59	3.84	-37.99	3.24	-37.80	3.00
SEPTIEMBRE	-5.56	3.10	-37.13	2.99	-26.88	1.71

Tabla 4.37. Anomalías de precipitación y temperatura del aire para la zona de estudio, modelo ECHAM5, horizonte 2050.

MES	A1B ECHAM5		A2 ECHAM5		B1 ECHAM5	
	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)	Precipitación (%)	Temperatura aire (°C)
ESTIAJE						
OCTUBRE	-6.43	4.28	2.57	4.37	6.87	2.77
NOVIEMBRE	-22.81	3.92	-12.17	4.26	-12.63	3.03
DICIEMBRE	-6.24	3.88	20.61	4.41	11.39	3.04
ENERO	-5.98	3.40	-2.82	3.35	-8.84	2.66
FEBRERO	-41.76	4.37	-45.43	4.41	-35.60	2.73
MARZO	-43.85	4.36	-40.50	5.21	-27.40	3.47
ABRIL	-2.44	4.89	-0.46	5.04	0.84	2.98
MAYO	-11.56	4.66	-7.79	5.24	-19.90	2.89
LLUVIAS						
JUNIO	-15.02	4.20	3.42	4.93	-1.09	2.82
JULIO	-15.46	3.94	-14.51	4.53	-16.96	2.67
AGOSTO	-5.13	4.37	-15.39	4.97	-8.31	3.16
SEPTIEMBRE	21.11	4.21	18.79	4.93	12.96	2.79

Tabla 4.38. Comportamiento mensual de la carga orgánica por escenario, horizonte 2050.

Mes	A1B HADCM3		A2 HADCM3		B1 HADCM3		A1B ECHAM5		A2 ECHAM5		B1 ECHAM5	
	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)	CO entrada a la potabilizadora (kg/d)	Remoción de CO (%)
ESTIAJE												
OCTUBRE	93.28	38.78	94.54	36.71	105.36	28.10	99.48	28.77	97.04	34.51	95.75	36.99
NOVIEMBRE	98.73	24.04	94.84	32.76	100.82	18.12	107.12	-11.26	105.49	1.26	106.25	-0.02
DICIEMBRE	69.31	63.08	75.13	59.36	76.59	58.30	84.55	50.97	72.12	61.50	76.38	58.48
ENERO	261.81	6.56	212.61	16.81	253.48	8.38	218.32	14.21	225.57	12.98	209.37	16.39
FEBRERO	73.79	60.34	72.37	61.34	75.26	59.31	94.85	35.56	97.52	30.73	92.08	41.12
MARZO	245.02	12.20	262.22	9.01	268.24	6.92	90.66	43.68	89.43	39.65	56.26	25.52
ABRIL	71.29	62.05	73.59	60.51	76.52	58.36	77.59	57.58	76.39	58.50	76.40	58.55
MAYO	74.44	59.51	75.45	58.85	77.15	57.42	73.87	60.18	71.59	61.86	78.63	56.10
LLUVIAS												
JUNIO	301.12	-55.46	173.83	-59.06	294.07	-56.27	359.67	-53.77	184.35	-59.03	237.58	-58.16
JULIO	223.91	-3.13	266.65	-12.35	181.33	6.84	273.17	-15.17	275.66	-15.37	267.62	-14.06
AGOSTO	374.52	-30.64	400.29	-35.64	401.68	-36.06	406.78	-52.58	356.28	-23.45	417.13	-51.88
SEPTIEMBRE	416.02	-47.05	425.51	-42.09	516.13	-77.53	75.13	-68.00	106.71	-65.56	179.98	-62.92

Tabla 4.39. Comportamiento mensual del oxígeno disuelto por escenario, horizonte 2050.

Mes	A1B HADCM3	A2 HADCM3	B1 HADCM3	A1B ECHAM5	A2 ECHAM5	B1 ECHAM5
	Recuperación de OD (%)					
ESTIAJE						
OCTUBRE	2.31	1.44	-6.08	-0.77	1.46	2.47
NOVIEMBRE	-4.42	-1.62	-6.02	-12.02	-9.37	-28.36
DICIEMBRE	19.24	17.08	15.72	9.45	19.01	15.83
ENERO	24.56	26.65	25.22	22.54	23.06	23.42
FEBRERO	18.27	19.48	16.77	0.72	-0.91	83.65
MARZO	34.53	35.35	30.41	39.16	42.13	50.51
ABRIL	20.02	17.97	15.75	14.86	15.77	15.64
MAYO	19.64	28.69	15.78	19.08	21.52	14.19
LLUVIAS						
JUNIO	27.07	28.97	26.70	25.71	20.99	27.10
JULIO	24.59	23.31	24.41	20.60	23.48	20.70
AGOSTO	24.22	23.65	23.31	23.12	23.48	22.61
SEPTIEMBRE	28.45	22.93	20.03	24.97	7.60	24.30

Para el Río Magdalena, para el estiaje del horizonte 2050, las anomalías globales de temperatura del aire estarán entre 1.18 y 5.23 °C y para la precipitación se podrá esperar que esta disminuya en 45.43 y se incremente en 26.74 %. La temperatura del agua estará entre 15.36 y 22.40 °C y el caudal entre 60.34 y 792.71 L/s. Con éstas condiciones climáticas e hidráulicas, la remoción global de la carga orgánica podrá alcanzar un 63.07 %, pero una disminución de 11.25 %, por su parte la recuperación del OD podría esperarse de hasta el 83.64 %, pero una disminución de 28.35 %. Estos valores comparados con el escenario base, indican que la remoción de la carga orgánica prácticamente se mantiene constante (9.78 y 63.43 %), sin embargo se podría esperar una mayor recuperación del OD, comparado con el base (-5.33 y 26.12 %).

Para la época de lluvias, las anomalías de la temperatura del aire se podrían encontrar entre 0.84 y 4.96 °C y la precipitación podría disminuir en 44.17 % e incrementarse hasta 21.10 %; la temperatura del agua podrá variar entre 16.38 y 19.84 °C, y el caudal entre 280.91 y 2 497.90 L/s. De aquí que la remoción de la carga orgánica variará disminuya 77.53 % y se incremente en 59.31 %; la recuperación del oxígeno disuelto se podría encontrar entre 7.60 y 30.41 %. Al comparar estos valores con los correspondientes al escenario base se tiene que la remoción de la carga orgánica podría mejorar con respecto al escenario base (-60.46 y -25.29 %), el oxígeno disuelto podría presentar una recuperación en el límite superior del intervalo respecto del escenario base (19.61 y 25.98 %).

La carga orgánica que entra a la primera potabilizadora, se estimó para el escenario base y la época de estiaje entre 69.03 y 247.51 kg/d y para los escenarios futuros entre 56.26 y 268.23 kg/d. Para la época de lluvias en el escenario base se espera que la carga orgánica alimentada a la potabilizadora esté entre 226.77 y 390.33 kg/d, mientras que para los escenarios futuros entre 75.13 y 425.50 kg/d.

En general los escenarios de cambio climático para el horizonte 2050, presentan menor remoción de carga orgánica en la época de estiaje, pero presentan un incremento en la recuperación del oxígeno disuelto comparado con el horizonte 2020; mientras que en la época de lluvias se podría esperar una mejoría en ambos parámetro.

Estos resultados muestran que la capacidad de autodepuración del Río Magdalena no se verá afectada por los efectos de la variabilidad climática, esto permite monitorear la temperatura del agua de este cuerpo de agua, como se ha hecho en otros países con ríos prístinos (Pekárová *et al.*, 2011), ya que presenta mínimos impactos antropogénicos (comparado con otros cuerpos de agua del país), estos datos podrían dar una idea de cómo el cambio climático llegaría a afectar los componentes del ciclo hidrológico y otros procesos hidrológico, (Pekárová *et al.*, 2011), entre ellos la concentración del oxígeno disuelto y la degradación de la materia orgánica.

5 DISCUSIÓN

La metodología propuesta en esta investigación para la evaluación futura de la capacidad de autodepuración de ríos, pone de manifiesto la importancia de los registros históricos no solo climatológicos, sino también de calidad de agua, que permitan conocer el comportamiento de los factores que afectan la concentración del oxígeno disuelto en los ríos del país, con un enfoque de la variabilidad climática futura, considerando los cambios en precipitación y temperatura del aire asociada a la del agua; estas dos características son de gran importancia en los procesos fisicoquímicos y biológicos, como se ha mencionado en capítulos anteriores. La metodología es flexible, ya que pueden considerarse tantas descargas como el sistema en estudio lo requiera para una mejor evaluación.

En lo que respecta a la relación que guardan la temperatura del aire y la del agua, se encontró que el procedimiento propuesto proporciona buenos resultados con los datos disponibles, lo mismo ocurre con la estimación de los escurrimientos a partir de la correlación con la precipitación, para este último parámetro se presenta un ejemplo del cálculo en el Anexo.

La incertidumbre de la metodología propuesta está asociada a las variables y ecuaciones utilizadas, sin embargo al análisis mensual para su posterior agrupación por época del año, busca minimizar esta incertidumbre.

El modelo de Streeter y Phelps modificado, propuesto en esta metodología, proporciona ventajas como ser de fácil aplicación, permite la comprensión de cada una de las variables que afectan la capacidad de autodepuración, además este modelo se basa en el balance de masa y muchos de los paquetes actuales para la calidad de agua, son extensiones de este trabajo. Algunos de los modelos tratan de cubrir más contaminantes y factores para la modelación de la calidad del agua con complemento de módulos, algunos otros animan al usuario a especificar sus propias ecuaciones para las variables del modelo en caso de ser necesario. Si bien no todos los paquetes de modelación actuales están enfocados en la

autodepuración de ríos, muchos de ellos incluyen la modelación del OD y la DBO entre otros parámetros. Debido a la complejidad misma de los sistemas acuáticos ha sido imposible la creación de un modelo de aplicación general, y en la mayoría de los casos el usuario debe adaptarse a un paquete computacional creado para las necesidades y características de un cauce en particular. No debe dejarse de lado la cantidad de datos y variables con las que deben alimentarse estos paquetes, lo que puede llevar a la sobreestimación o subestimación de los valores. Algunos de estos paquetes son costosos, pueden requerir de soporte técnico y de suscripción anual para su uso. La modelación de la capacidad de un río por medio del modelo de Streeter-Phelps modificado, es una primera y buena aproximación que permite establecer el comportamiento de cada una de las variables involucradas en él para el posterior uso de un paquete comercial de modelación de OD, ya que permite conocer el peso que tiene cada una de las fuentes y sumideros, en la autodepuración.

Para el Río Magdalena, en el horizonte 2020 y para los escenarios de cambio climático se podría esperar que la remoción de la carga orgánica durante el estiaje, prácticamente se mantenga respecto al escenario base, sin embargo se podría esperar una mayor recuperación del OD. Para la época de lluvias, se podría esperar una ligera mejoría en cuanto a la remoción de carga orgánica y el oxígeno disuelto podría presentar una recuperación respecto del escenario base.

En los escenarios de cambio climático para el horizonte 2050, se podría presentar menor remoción de carga orgánica para la época de estiaje, pero se incrementaría la recuperación del oxígeno disuelto comparado con el horizonte 2020; mientras que en la época de lluvias se podría esperar una mejoría en tanto en la remoción de carga orgánica como en la recuperación de oxígeno disuelto.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se cumplió con el objetivo principal planteado para este trabajo, ya que se desarrolló una metodología que permitirá evaluar la capacidad de autodepuración de los ríos del país, para escenarios futuros a partir de la proyección de variables climáticas como la temperatura del aire y la precipitación, así como las variables dependientes de éstas.

Se consideró que las variables directamente asociadas a los escurrimientos son el caudal, la velocidad y el tirante, estas características permiten la elección de la ecuación para el cálculo de la constante de reaeración (k_a), así como la estimación, de la concentración de la DBO carbonosa (L), la DBO nitrogenada (N), y la concentración de sedimentos (S_B).

Se logró establecer el procedimiento para estimar el efecto de las variables climáticas en las variables relevantes en el proceso de autodepuración, identificando primeramente la dependencia de cada una de las variables del modelo de oxígeno disuelto, para la posterior elección de entre alguna de las ecuaciones sugeridas por esta metodología.

Se logró la construcción de escenarios de cambio climático para la simulación del oxígeno disuelto en ríos a partir de las anomalías futuras de temperatura del aire y la precipitación y las proyecciones de las variables que dependen de ellas a escala mensual.

El conocimiento de la dinámica de cada una de las fuentes y sumideros de modelo de OD, permitió mejorar el entendimiento de la evolución del oxígeno disuelto en un cauce después de un punto de vertido, y conocer así el estado del río y facilitar con ello el control de los niveles de contaminación.

La metodología propuesta se aplicó al Río Magdalena; este ejercicio ofreció la oportunidad de entender el comportamiento de la capacidad de autodepuración en las circunstancias actuales y para los escenarios de emisiones A1B, A2 y B1 para los modelos HADCM3 y ECHAM5 para dos horizontes futuros (2020 y 2050), el análisis se realizó para las temporadas de lluvias y estiaje a partir del manejo mensual de la información. Este caso de estudio permitió la comprensión de las variables involucradas en el modelo de OD y su dependencia con las variables climáticas, así como las limitaciones en relación con la calidad y periodicidad de datos de calidad de agua e hidrométricos.

A partir de los datos medidos en los muestreos, se encontró relación entre la temperatura del aire y la del agua guardan una relación de 1.5:1, por lo que fue posible estimar la temperatura futura del agua a partir de las salidas de los modelos de circulación general y así corregir los valores de los parámetros como las constantes de decaimiento (k_d , k_n), la concentración del oxígeno disuelto de saturación (O_s) y el inicial (OD_i), el déficit inicial (D_o), la producción (P) y consumo de oxígeno disuelto (R), las cuales depende de la temperatura del agua.

En esta investigación se pone de manifiesto la importancia del trabajo interdisciplinario para enfrentar los problemas futuros derivados de la variabilidad climática con el objetivo de dar solución a los problemas relacionados con la calidad del agua.

A partir del desarrollo y aplicación de la metodología propuesta en esta investigación, se desprenden las siguientes recomendaciones:

La instalación de estaciones hidrométricas y de monitoreo de parámetros de calidad de agua superficial en los principales cauces del país, para la creación de bases de datos que permitan la evaluación y el seguimiento de su capacidad de autodepuración.

La accesibilidad a los registros históricos por parte de los organismos operadores a los usuarios de metodologías e investigaciones como la presente serían de gran utilidad, debido a que permitirían la reducción de la incertidumbre que involucra la suposición de valores.

La identificación y aforo de las descargas de agua residual doméstica o industrial en las fuentes de agua superficial del país, permitirá un mejor control de los niveles de contaminación de los ríos y proporcionará datos más precisos para la aplicación de la metodología propuesta.

La identificación y cuantificación de plantas acuáticas responsables del consumo y producción de oxígeno en los cuerpos de agua.

La determinación de las constantes de reaireación de los ríos o la determinación de las características morfológicas más importantes, que permitan seleccionar la ecuación para el cálculo de la constante de reaireación, k_d .

Se recomienda la estimación de las variables del modelo de OD con las ecuaciones que involucran la temperatura del agua o alguna de las características morfológicas del río, antes que la utilización de alguna otra ecuación, ya que éstas permiten evaluar el efecto de las variables de cambio climático (temperatura y precipitación), interés de este trabajo.

REFERENCIAS

- Almeida L. y García S. (2009). Capítulo 8. Hacia una propuesta de educación ambiental en la comunidad de la Magdalena Atlitic, Distrito Federal. En: Alicia Castillo y Édgar González Gaudiano (coordinadores). *Educación ambiental y manejo de ecosistemas en México*. pp. 268. Primera edición. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Almeida L., Nava M., Ramos A., Ordoñez M. y Jujnovsky J. (2007). Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. pp. 53-64
- Aparicio F. (2008). *Fundamentos de Hidrología de Superficie*. México: Limusa. pp.304.
- APHA (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control federation. Nueva York, EUA.
- Banco Mundial - SECTUR (2005). Evaluación Ambiental Estratégica del Sector Turismo en México. pp.108
- Bates, B., Kundzewicz, Z., Shaohong, W., Arnell, N., Burkett, V., Doll, P., et al. (2008). Climate Change and Water. Technical Report Intergovernmental Panel on Climate Change and UNEP, UK. ISBN: 978-92-9169-123-4. pp 210
- Benítez, M., Alvarez, M. and Angeler, D. (2010). Effects of climatic change on stream water quality in Spain. *Climatic Change*, 103, 339-352. doi: 10.1007/s10584-009-9778-9
- Benyahya, L., Caissie, D., St-Hilarie, A., and Ourda, T. (2007). A review on statistical water temperature models. *Canadian Waters Resources Journal*, 23(3), 179-192.
- Bogan, T., Othmer, J., Mohseni, O. y Stefan, H. (2006). Estimating extreme stream temperatures by the standard deviate method. *Journal of Hydrology*, 317, 173-189.
- Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopf, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P., Gherini, S.A., and Chamberlin, C.E. (1985). Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (2nd Edition), Athens, Georgia: EPA 600/3-85/040.

- Breña, A. F. (2006) *Principios y Fundamentos de la Hidrología Superficial*. Universidad Autónoma Metropolitana. pp.289.
- Cadwallader, T. and McDonnell A. (1969). A multivariate analysis of reaeration data. *Water Research*, 3, 731-742.
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51, 1389-1406.
- Caissie, D., El-Jabi N. and Satish M. (2001). Modelling of maximum daily water temperatures in a small stream using air temperature. *Journal of Hydrology*, 251, 14-28.
- Camp, T.R (1963). First expanded BOD-DO model. Basic river water quality models, IHP-V Project 8.1, D. G. Jolankai, (ed.), 1997, 27–29.
- Cantoral-Uriza, E., Carmona-Jiménez, A., González-González, J., Montejano-Zurita, J. (1998). Algas indicadoras de la calidad del agua en el río Magdalena, En: Conserva. Gobierno del Distrito Federal Tomo 1, Delegación Magdalena Contreras Distrito Federal, México, pp. 300-332.
- Cathey, A. (2005). The calibration, validation, and sensitivity analysis of dosag: an instream dissolved oxygen model. Master of science thesis. The University of Georgia.
- CEPIS (1995). Modelos matemáticos de calidad de las aguas. Disponible en : <http://www.cepis.opsoms.org/bvsaca/e/home.htm>. <http://www.cepis.org.pe/sde/ops-sde/rios.html>
- Chapra, S. C. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. New York, N.Y.: McGraw-Hill.
- Chapra, S.C., Pelletier, G.J. and Tao, H. (2008). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA. pp.109.
- Churchill, M., Elmore, H. and Buchingham, R. (1962). The prediction of stream reaeration rates. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 88, 1-46.
- CNA (2005). Estadísticas del agua 2005: Aguas del Valle de México y sistema Cutzamala, Región XIII, Comisión Nacional del Agua, México, pp.110.

- CONAGUA (2009). Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Aguas del Valle de México. Primera Edición. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONAGUA (2011). Estadísticas del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conde, C. (2003). Cambio y Variabilidad Climáticos. Dos Estudios de Caso en México. Tesis para obtener el doctorado en Ciencias de la Tierra. Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM. pp.227.
- Conde, A., Gay, C. (2008). Guía para la generación de escenarios de cambio climático a escala regional. Centro de Ciencias de la Atmósfera.
- Conde, C., Estrada, F., Martínez, B., Sánchez, O. and Gay, C. (2011). Regional climate change scenarios for México. *Atmósfera* 24(1), 125-140.
- Cox, B. and Whitehead, P. (2009). Impacts of climate change scenarios on dissolved oxygen in the River Thames, UK. *Hydrology Research*. 40(2-3), 138-152.
- Dobbins, W. E. (1964). BOD and Oxygen Relationships in Streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, 90, pp. 53-78.
- De Victorica, J. (1996). Modelo para simular la evolución del oxígeno disuelto en embalses. *Ingeniería del Agua*, 3(2), 63-74.
- Delworth, T., Broccoli, A., Rosati, A., Stouffer, R., Balaji, V., Beesley, J., et al. (2006). GFDL's CM2 Global Coupled Climate Models. Part I: Formulation and Simulation Characteristics. *Journal of Climate*, 19, 643-674.
- DHI - Danish Hydraulic Institute. (1999). Mike 11 A Modeling System for Rivers and Channel, Short Description, Guide to Getting Started, Tutorial. Dinamarca.
- Di Toro, D. (1975). Algae and Dissolved Oxygen, Summer Institute in Water Pollution Notes, Manhattan College, Bronx, NY.
- Domínguez J., Borroto J., Hernández A. (2005). Empleo del Modelo de Streeter y Phelps modificado para la planificación de estrategias de saneamiento del Río Almandares. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, Vol. 36, No. Especial, 2005.
- Edinger, J.E. and E.M. Buchak, (1975). A hydrodynamic and two-dimensional reservoir model: the computational basis. Contract No. DACW27-74-C-0200, U.S. Army Engineer Division, Ohio River. Cincinnati, Ohio.

- EL-WES. Environmental Laboratory- U.S. Army Engineering Waterways Experiment Station (1990). CE-QUAL-RIV: A dynamic, one dimensional, (longitudinal) water quality model for streams: User's manual. Instruction Report E-90-1, Vicksburg, MS. Disponible en: <http://www.wes.army.mil/el/elmodels/riv1info.htm>)
- Environmental and Hydraulics Laboratory. (1986). CE-QUAL-W2: A Numerical Two-Dimensional, Laterally Averaged Model of Hydrodynamics and Water Quality; User's Manual. Instruction Rpt. E-86-5. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- EPA (1995). "QUAL2E Windows Interface User's Guide". United States Environmental Protection Agency. Office of Water.
- Erickson, T. and Stefan, H. (2000). Linear air/water temperature correlations for streams during open water periods. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5, 317-322.
- Fan, C and Wang, W. (2006). Application of Streeter-and-Phelps Equation to the Aquatic Environment Management - A Case Study Based on Water Quality Monitoring Data of Keelung River, Taiwan. *Environmental Informatics Archives*, 4,35-49.
- Fan, C., Wei-Shen, W., Kevin Fong-Rey, K. and Tsung-Ming, Y. (2012). Sensitivity Analysis and Water Quality Modeling of a Tidal River Using a Modified Streeter-Phelps Equation with HEC-RAS-Calculated Hydraulic Characteristics. *Environmental Modeling & Assessment*, 17(6), 639-651.
- Félez, S.M. (2009). Situación actual del estado de la depuración biológica. Explicación de los métodos y sus fundamentos. Tesis Licenciatura. Departamento Reingeniería Química. Universidad Politécnica de Cataluña, España.
- Figueruelo, J. y Dávila, M. (2004). *Química física del ambiente y los procesos medioambientales*. España: Reverté Ediciones, pp. 606.
- Fillos, J. and Molof, A. H. (1972). Effect of benthal deposits on oxygen and nutrient economy of flowing waters. *Journal Water Pollution Control Federation*, 44(4), 644-662.
- Gaceta Oficial del Distrito Federal (2005). Decreto que contiene el programa delegacional de desarrollo urbano para la delegación La Magdalena Contreras del Distrito Federal. Asamblea Legislativa del Distrito Federal.
- Gnanadesikan A., Dixon K., Griffies S., Balaji V., Barreiro M., Beesley A., *et al.* (2006). GFDL's CM2 Global Coupled Climate Models. Part II: The Baseline Ocean Simulation. *Journal of Climate*, 19, 675-697.

- Gooseff, M, Strzepek, K. and Chapra, S. (2005). Modeling the potential effects of climate change on Water temperature downstream of a shallow Reservoir, lower madison river, MT. *Climatic Change*, 68, 331-353.
- Gordon, C., Cooper, C., Senior, C.A., Banks, H.T., Gregory, J.M., Johns, T.C., Mitchell, J.F.B. and Wood, R.A. (2000). The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, 16, 147-168.
- Gutiérrez, J.M. y Pons, M.R. (2006). Modelización numérica del cambio climático: bases científicas, incertidumbres y proyecciones para la Península Ibérica. *Revista de Cuaternario y Geomorfología*, 20(3-4), 15-28.
- Hamilton, S. (2010). Biogeochemical implications of climate change for tropical rivers and floodplains. *Hydrobiologia*, 657,19–35.
- Hernández, M. (1994). *Depuración de aguas residuales. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, canales y puertos*. Tercera edición. Madrid, España: Universidad Politécnica de Madrid.
- Hydroscience (1971). Simplified mathematical model for water quality. US EPA, New York, USA.
- Hulme, M., Jenkins,G.J., Lu,X., Turnpenny,J.R., Mitchell,T.D., Jones,R.G., Lowe,J., Murphy,J.M., Hassell,D., Boorman,P., McDonald,R. and Hill,S. (2002). Climate Change Scenarios for the United Kingdom: The UKCIP02 Scientific Report, Tyndall Centre for Climate Change Research, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK. 120pp. Consultado el 07 mayo de 2013 de http://www.ukcip.org.uk/wordpress/wp-content/PDFs/UKCIP02_tech.pdf
- IPCC (1994). IPCC Technical Guidelines for Assessing Climate Change Impacts and Adaptations, Prepared by Working Group II. T. R Carter, M. L. Parry, H. Harasawa, and S. Nishioka (eds.) and WMO/UNEP, CGER-IO15-'94, University College- London, UK and Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japan, pp.59.
- IPCC (2000). Resumen para responsables de políticas Escenarios de emisiones. Informe especial del Grupo de trabajo III del IPCC. ISBN: 92-9169-413-4.
- IPCC, WGI (Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group I). (2001), Summary for Policy Makers. A Report of Working Group I of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Cambridge University Press. pp.20.

- IPCC (2008). Technical Paper on Climate Change and Water. IPCC-XXVIII/Doc. 13, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva. Disponible en www.ipcc.ch/meetings/session28/doc13.pdf.
- IPCC-TGICA, (2007). General Guidelines on the Use of Scenario Data for Climate Impact and Adaptation Assessment. Version 2. Prepared by T.R. Carter on behalf of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Task Group on Data and Scenario Support for Impact and Climate Assessment, pp. 66.
- Jirka, G., Doneker, R. y Hinton, S. (1996). User's manual for CORMIX: a hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters.
- Jungclaus, J. H., Keenlyside, N., Botzet, M., Haak, H., Luo J.J., Latif, M., Marotzke, J., Mikolajewicz, U., and Roeckner, E. (2006). Ocean Circulation and Tropical Variability in the Coupled Model ECHAM5/MPI-OM. *Journal of Climate-Special Section*, 19, 3952-3972.
- Kadlec, R. and Knight, L. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Ratón, Florida: Lewis Publishers.
- Koch, H. and Grünewald, U. (2010). Regression models for daily stream temperature simulation: case studies for the river Elbe, Germany. *Hydrological Processes*, 24, 3826-3836.
- Krenkel, P.A. and Orlob, G.T. (1962). Turbulent diffusion and the reaeration rate coefficient. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 88(2), 53–116.
- Kundzewicz, Z. and Krysanova, V. (2010). Climate change and stream water quality in the multi-factor context. *Climatic change*, 103, 353-362.
- Langbein, W.B. and Durum, W.H. (1967). The Aeration Capacity of Streams. USGS Circular No. 542, United States Geological Survey. Washington, DC.
- Li, J., Liu, H., Li, Y., Mei, K., Dahlgren, R. and Zhang, M. (2012). Monitoring and modeling dissolved oxygen dynamics through continuous longitudinal sampling: a case study in Wen-Rui Tang River, Wenzhou, China. *Hydrological Processes*. doi: 10.1002/hyp.9459.
- Lin, S. (2001). *Water and wastewater calculations manual*. New York: McGraw-Hill, pp.854. ISBN 0071371958
- López, M., Reyes, J., Sandoval, R. (2005). Valoración ambiental, aplicación de técnicas para valorar recursos naturales renovables. Caso de estudio: Río Magdalena. México, Distrito Federal (2005). Revista en línea *UPIICSA XIII*, 37.

- Loucks, D. and Van, Beek E. (2005). *Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications*. United National Educational, Scientific and Cultural Organization. Italy.
- Marshall, E. and Randhir, T. (2008). Effect of climate change on watershed system: a regional analysis. *Climatic Change*, 89, 263-280.
- Melching, C.S. and Flores, H.E. (1999). Reaeration Equations from U.S. Geological Survey Database. *Journal of Environmental Engineering*, 125(5), 407-414.
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Forth edition, New York: McGraw-Hill, pp. 1819.
- Mimikou, M., Blatas, E., Varanaou, E. and Pantazis, K. (2000). Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators. *Journal of Hydrology*, 234, 95-109.
- Mitchell, T. and Hulme, M. (1999). Predicting regional climate change: living with uncertainty. *Progress in Physical Geography*, 23, 57-78.
- Mohseni, O., Stefan, H. and Erickson, T. (1998). A non linear regression model for weekly stream temperatures. *Water Resources Research*, 34(10), 2685-2692.
- Moog, D.B. and Jirka, G.H. (1998). Analysis of reaeration equations using mean multiplicative error. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, 112(2), 104–110.
- Morrill, J., Bales, R. and Conklin, M. (2005). Estimating Stream Temperature from Air Temperature: Implications for Future Water Quality. *Journal of Environmental Engineering*, 13(1), 139-146.
- NMX-AA-012-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y Residuales tratadas - método de prueba.
- NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- O'Connor, D.J. and Dobbins, W.E. (1958). Mechanism of reaeration in natural streams. *American Society of Civil Engineers Transactions*, 123, 641-684.

- O'Connor, D.J. and Di Toro, D.M. (1970). Photosynthesis and oxygen balance in streams. *Journal of Sanitary Engineering, ASCE*, 95(2), 547-571.
- Odum, H. T. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 1, 102-117.
- Owens, M., Edwards, R.W. and Gibbs, J.W. (1964). Some reaeration studies in streams. *International Journal of Air and Water Pollution*, 8(8/9), 469-486.
- Palma, B., Conde, C., Morales, R. y Colorado, G. (2008). Escenarios climáticos. En: Tejeda A, Guadarrama M, Ochoa C, Medina A, Equihua M, Cejudo A, Welsh C, Salazar S, García T, Marín M (compiladores). *Estudios para un Programa Veracruzano ante el Cambio Climático*. Universidad Veracruzana, Instituto Nacional de Ecología y Embajada Británica en México.
- Paredes, J. (2004). Integración de la modelación de la calidad del Agua en un sistema de ayuda a la decisión para la Gestión de recursos hídricos. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.
- Parkhurst, J. and Pomeroy, R. (1972). Oxygen absorption in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, 98(1), 101-124.
- Peavy, H.S., Rowe, D.R. and Tchobanoglous, G. (1985). *Environmental engineering*, New York: McGraw-Hill, pp.696.
- Pekárová, P., Mikláneka, P., Halmová, D., Onderka, M., Pekár, J., Kucarovac, K., Liová, S. and Škoda, P. (2011). Long-term trend and multi-annual variability of water temperature in the pristine Bela River basin (Slovakia). *Journal of Hydrology*, 400, 333–340.
- Pope, V., Gallani, M.L., Rowntree, P.R., Stratton, R.A. (2000). The impact of new physical parameterizations in the Hadley Centre climate model: HadAM3. *Climate Dynamics*, 16, 123-146.
- Prathumratana, L., Sthiannopkao, S., Kim, K. (2008). The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. *Environment International*, 34, 860–866.
- PUEC-UNAM- Grupo de Trabajo Multidisciplinario (2008). Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena. En Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena. SMA-GDF, UNAM. pp. 95.

- Randall, D.A., Wood, R.A., Bony, S., Colman, R., Fichet, T., Fyfe, J., Kattsov, V., Pitman, A., Shukla, J., Srinivasan, J., Stouffer, R.J., Sumi, A. and Taylor, K.E. (2007). Climate Models and Their Evaluation. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Rehana, S. and Mujumdar, P. (2012). Climate change induced risk in water quality control problems. *Journal of Hydrology*, 444–445, 63–77.
- Rodríguez, M.E. (1983). Estudio de un modelo de autodepuración natural para la cuenca del río Ebro. Tesis de doctorado. Escuela técnica superior de ingenieros industriales de la Universidad Politécnica de Madrid.
- Sarasti, S.S. and Sala, H.J. (1996). Modelos matemáticos de calidad de agua en corrientes. En III Curso “Lagunas de estabilización. Teoría, diseño, construcción, operación y mantenimiento”. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitarias y Ciencias del Ambiente. División de Salud y Ambiente. Lima Perú.
- SARH (1977). Metodología para determinar las constantes de desoxigenación (k_d), remoción de BOD (k_r) y reoxigenación (k_2) en una corriente. Subsecretaría de planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica.
- Schnoor, J.L. (1996). Environmental Modeling: Fate and transport of pollutants in water, air and soil. Environmental Science and technology a Wiley-Interscience Series of Text and monographs, USA.
- SEMARNAP-CNA (1993). Boletín Hidrológico 46, Datos del Valle de México correspondientes al año 1993. ISSN0187-8352
- Sharma, D. and Kansal, A. (2012). Assessment of river quality models: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. doi 10.1007/s11157-012-9285-8
- SMA-GDF-UNAM. (2008). Plan Maestro Integral y aprovechamiento sustentable de la cuenca del río Magdalena.
- Smoot, J. (1988). An examination of stream reaeration rate coefficients and hydraulic conditions in a pool and riffle stream, PhD thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University: Blacksburg, VA.

- Stow, C.A., Reckhow, K., Qian, S., Lamon III E., Arhonditsis, G., Borsuk, M. and Seo, D. (2007). Approaches to Evaluate Water Quality Model Parameter Uncertainty for Adaptive TMDL Implementation. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 43(6):1499-1507. doi: 10.1111/j.1752-1688.2007.00123.x
- Streeter, H. and Phelps, E. (1925). A Study of the Pollution and Natural purification of the Ohio River, III, Factor Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reaeration. *U.S. Public Health Bulletin* (146. pp. 75.
- Subehi, L. and Fakhrudin M. (2011). Preliminary study of the changes in water temperatura at pond Cibuntu. *Journal of Ecology and the Natural Environment*. 3(3), 72-77.
- Tchobanoglous, G. and Schroeder, E. (1985). *Water quality: Characteristics, modeling, modification*. Mexico city: Addison-Wesley. pp.766.
- Thomann, R.V. (1972). *Systems analysis and water quality management*. New York City: McGraw Hill Book Co.
- Thomann, R. and Mueller, J. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. New York, N.Y.: Harper Collins Publishers Inc.
- Thomas, H.A. (1948). Pollution load capacity of streams. *Water Sewage Works*, 95, 409-413.
- Tsivoglou, E.C., and Neal, L.A. (1976). Tarcer method of reaeration. III. Predicting the reaeration capacity of inland streams. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 48(12), 2669-2689.
- Tsivoglou, E. and Wallace, J. (1972). *Characterization of Stream Reaeration Capacity*. Report No. EPA-R3-72-012, United States Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- TWDB (1971). *Simulation of water quality in streams and canals. Theory and description of QUAL-1 mathematical modelling system*. Report 128, Texas Water Development Board, Austin, TX.
- Unda, F. (1998). *Ingeniería sanitaria aplicada a saneamiento y salud pública*. México: Editorial Limusa.
- UPC-GHS (2009). *Generación de series futuras de precipitación y temperatura*. Universidad Politécnica de Cataluña, consultado 20 abril2013, disponible http://www.creaf.uab.es/accua/series_futures_clima.pdf.

- US EPA (1980). Technical Guidance Manual for Performing Waste Load Allocations: Simplified Analytical Method for Determining NPDES Effluent Limitations for POTWs Discharging into Low-Flow Streams. US EPA Office of Water Regulations and Standards, Monitoring and Data Support Division; September.
- Van Vliet, M., Ludwig, F., Zwolsman, J., Weedon, G. P. and Kabat, P. (2011). Global river temperatures and sensitivity to atmospheric warming and changes in river flow. *Water Resources Research*, 47, W02544, doi:10.1029/2010WR009198
- Voß, A., Alcamo, J., Bärlund, I., Voß, F., Kynast, E., Williams, R. and Malve, O. (2012). Continental scale modelling of in-stream river water quality: a report on methodology, test runs, and scenario application. *Hydrological Processes*, 26, 2370-2384.
- Walski, T., Chase, D., Savic, D., Grayman, W., Beckwith, S., and Koelle, E. (2003). *Advanced Water Distribution Modeling and Management*. First Edition, Second Printing. Haestad Press. pp.800.
- Webb, B., Clack, P. and Walling, D. (2003). Water–air temperature relationships in a Devon river system and the role of flow. *Hydrological Processes*, 17, 3069-3084.
- Webb, B. W. and Nobilis, F. (2007). Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. *Hydrological Sciences*, 52, 74-85.
- Whitehead, P., Wilby, R., Battarbee, R., Kernan, M. and Wade, A. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques*, 54(1), 101-123.
- Wigley, T. (2008). MAGICC/SCENGEN 5.3: User Manual (Version 2). National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, Colorado.
- Wu-Seng, L. (2001). *Water Quality Modeling for Wasteload Allocations and TMDLs*. New York: John Wiley, pp.333.
- Xia, J., Cheng, S., Hao, X., Xia, R. and Liu, X. (2010). Potential Impacts and Challenges of Climate Change on Water Quality and Ecosystem: Case Studies in Representative Rivers in China. *Journal of Resources and Ecology*, 1(1), 31-35.
- Yu, L. and Salvador, N. (2005). Modelling water quality in Rivers. *American Journal of Applied Sciences*, 2(4), 881-886.

ANEXO

El cálculo del caudal a futuro para el río Magdalena se realizó a partir de los datos históricos de precipitación y los caudales promedio medidos en 2010 y 2011 para las secciones del río que se presentan en la Figura 4.1. A manera de ejemplo se presentan a continuación los datos para el mes de marzo.

Los registros históricos diarios de precipitación para la estación Desviación Alta al Pedregal para el periodo 1968 a 2007, se presentan en la Tabla A.1. En la misma tabla se presenta la precipitación acumulada mensual con la cual se construyeron series de 30 años para el promedio de la precipitación (Tabla A.2) (p. ejemplo: 1968-1997, 1968-1998...1978-2007), éstas series se graficaron para obtener la ecuación que las representa; en la Figura A.1, se muestra este comportamiento y la ecuación correspondiente. Se consideró que un error de $\pm 10\%$ era aceptable para utilizar esta ecuación y proyectar la precipitación para los horizontes 2020 y 2050.

Tabla A. 1. Precipitaciones diarias para el mes de marzo (1968-2007) estación Desviación Alta al Pedregal.

AÑO/MES	DÍA																															ACUMULADO MENSUAL (mm) 1968-2007	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31		
1968-03	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8000
1969-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.8	0.5	5.5000	
1970-03	0.2	0	0.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.1000	
1971-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	7.3	5.3	0.3	0.5	0	0.8	1.3	7	0	0	0	0	0	23.3000	
1972-03	0	0	0.2	0	0	0	0	0	4	0	1.5	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0.5	0.2	0	0	0	0	0	0	0	13.4000	
1973-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	
1974-03	0	0	0	0	0	0	0	0	1.8	0	0.2	1.3	1.2	0	1	0	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.1000	
1975-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1000	
1976-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.6	0	0	0	0	8.3	0.4	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0	6.5	18.0000	
1977-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	
1978-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.3	34.6	4.1	6.3	0	0	0	0.1	0	4	0	6.9	0	0	0.1	0	0	58.4000	
1979-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8.0000	
1980-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	
1981-03	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	1.5	1	0	0	0	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.9000	
1982-03	3	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	1.2	0	5.8000		
1983-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	
1984-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.7000	
1985-03	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	16.5000	
1986-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	
1987-03	0	0	1.6	8.4	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	7.4	0	26.2000	
1988-03	0	0	3.6	15.1	0	1.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.8	0	0	0	1.5	0	23.3000		
1989-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.4	0	0	0	0	0	0	0	10.4000	
1990-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.8	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	11.8000	

AÑO/MES	DÍA																															ACUMULADO MENSUAL (mm) 1968-2007				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31					
1991-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000
1992-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.5	0	0	0	0	5	2.5	0	0	1	0	0	0	0	0	12.0000	
1993-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.0000	
1994-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.5	0	7.5000	
1995-03	0	0	0	0	2.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5000
1996-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000
1997-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5	0	0	0	0	0	0	8.5	21.5	0	14.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47.0000
1998-03	0											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000
1999-03		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0			0	8.5	0	0		0	10.5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21.0000
2000-03	0	0	0	0	0	0	0	0	7.5			4.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13.0000	
2001-03	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15.5000
2002-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	3.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.5000
2003-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	19.5000	
2004-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	21	2.5	0	38.5000	
2005-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.0000
2006-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.5	0	0	2.5	0	0	0	0	0	8.0000	
2007-03	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3.5	11	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22.5000

Tabla A. 2. Series de precipitación histórica y precipitación calculada para el mes de marzo.

MARZO	PRECIPITACIÓN PROMEDIO 30 AÑOS	PRECIPITACIÓN CALCULADA $0.2806x + 9.6748$	ERROR (%)
1968-1997	10.1767	10.04808	1.2635
1969-1998	10.1500	10.32868	-1.7604
1970-1999	10.6667	10.60928	0.5380
1971-2000	11.0633	10.88988	1.5678
1972-2001	10.8033	11.17048	-3.3985
1973-2002	10.6733	11.45108	-7.2868
1974-2003	11.3233	11.73168	-3.6062
1975-2004	12.4033	12.01228	3.1528
1976-2005	12.5333	12.29288	1.9185
1977-2006	12.2000	12.57348	-3.0613
1978-2007	12.9500	12.85408	0.7407

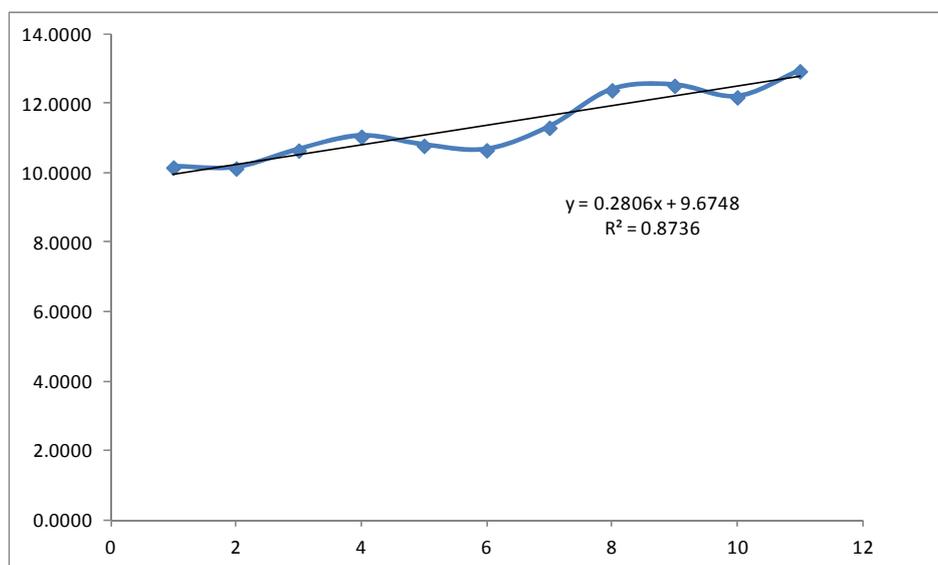


Figura A 1. Comportamiento de la precipitación histórica en series de 30 años.

Con la ecuación obtenida a partir de los datos de la Tabla A.2., se proyectó la precipitación acumulada mensual para los horizontes 2020 y 2050 (Tabla A.3).

Tabla A. 3. Precipitación acumulada calculada.

MARZO	PRECIPITACIÓN CALCULADA $0.2806x + 9.6748$	MARZO	PRECIPITACIÓN CALCULADA $0.2806x + 9.6748$
1968-1997	10.0481	2005-2034	20.4303
1969-1998	10.3287	2006-2035	20.7109
1970-1999	10.6093	2007-2036	20.9915
1971-2000	10.8899	2008-2237	21.2721
1972-2001	11.1705	2009-2238	21.5527
1973-2002	11.4511	2010-2039	21.8333
1974-2003	11.7317	2011-2040	22.1139
1975-2004	12.0123	2012-2041	22.3945
1976-2005	12.2929	2013-2042	22.6751
1977-2006	12.5735	2014-2043	22.9557
1978-2007	12.8541	2015-2044	23.2363
1979-2008	13.1347	2016-2045	23.5169
1980-2009	13.4153	2017-2046	23.7975
1981-2010	13.6959	2018-2047	24.0781
1982-2011	13.9765	2019-2048	24.3587
1983-2012	14.2571	2020-2049	24.6393
1984-2013	14.5377	2021-2050	24.9199
1985-2014	14.8183	2022-2051	25.2005
1986-2015	15.0989	2023-2052	25.4811
1987-2016	15.3795	2024-2053	25.7617
1988-2017	15.6601	2025-2054	26.0423
1989-2018	15.9407	2026-2055	26.3229
1990-2019	16.2213	2027-2056	26.6035
1991-2020	16.5019	2028-2057	26.8841
1992-2021	16.7825	2029-2058	27.1647
1993-2022	17.0631	2030-2059	27.4453
1994-2023	17.3437	2031-2060	27.7259
1995-2024	17.6243	2032-2061	28.0065
1996-2025	17.9049	2033-2062	28.2871
1997-2026	18.1855	2034-2063	28.5677
1998-2027	18.4661	2035-2064	28.8483
1999-2028	18.7467	2036-2065	29.1289
2000-2029	19.0273	2037-2066	29.4095
2001-2030	19.3079	2038-2067	29.6901
2002-2031	19.5885	2039-2068	29.9707
2003-2032	19.8691	2040-2069	30.2513
2004-2033	20.1497	2041-2070	30.5319

Para proyectar el caudal mensual a partir de los datos de precipitación proyectados y los caudales medidos, se calculó la relación entre la precipitación calculada en la tabla A3 para la serie 2011-2040 (2020) y la última serie de registros históricos (1978-2007). De la misma forma 2050 se obtuvo la relación entre la serie 2041-2070 (2050) y la última histórica:

$$a) \textit{Relación para 2020} = \frac{22.1139}{12.8541} = 1.7204$$

$$b) \textit{Relación para 2050} = \frac{30.5319}{12.8541} = 2.3753$$

Estos factores se aplicaron al caudal promedio obtenido en las campañas de muestreo para obtener el caudal de los escenarios base para cada horizonte.

Para esto se supuso que la escorrentía es directamente proporcional a la precipitación, si bien, esto no es totalmente cierto, pues la escorrentía depende también de muchos otros factores, tales como la capacidad de infiltración, condiciones de humedad del suelo, la capacidad de infiltración de una superficie particular (Breña, 2006); se hizo esta consideración debido a la ausencia de series de datos hidrométricos en la zona de estudio. Además la mayoría de los métodos indirectos estiman los caudales a partir de los datos de lluvia que son menos escasos que los datos de caudal.

Así para calcular el caudal del escenario base de los horizontes 2020 y 2050, se tiene que el caudal medido durante los aforos en la época de estiaje fue de 201.10 L/s y 290.5 L/s para el tramo 1 y 2 respectivamente, a estos valores se aplicaron los factores de los incisos a y b, dando como resultado el valor del caudal base.

Caudal base para el horizonte 2020:

$$Q_{B\ 2020} = 201.10 \frac{L}{s} * 1.7204 = 345.9724 \frac{L}{s}$$

Caudal base para el horizonte 2050:

$$Q_{B\ 2050} = 290.50 \frac{L}{s} * 2.3753 = 690.0246 \frac{L}{s}$$