



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Facultad de Ingeniería
Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola
Sección Académica de Hidráulica



**ESTUDIO DE LOS PROCESOS DE TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE
ORGANISMOS PATÓGENOS EN RÍOS DE MONTAÑA COLOMBIANOS
RÍO TEUSACÁ, RÍO SUBACHOQUE**

**JAIRO ARTURO TORRES MATALLANA
2009**

**ESTUDIO DE LOS PROCESOS DE TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE
ORGANISMOS PATÓGENOS EN RÍOS DE MONTAÑA COLOMBIANOS -
RÍO TEUSACÁ, RÍO SUBACHOQUE**

Jairo Arturo Torres Matallana, I.C.

Código: 295341

**Tesis de grado presentada para optar al título de
MAESTRÍA EN INGENIERÍA – RECURSOS HIDRÁULICOS**

Dirigido por:

Luis Alejandro Camacho Botero, I.C., MSc., Ph.D.



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AGRÍCOLA
UNIDAD ACADÉMICA DE HIDRÁULICA – MAESTRÍA EN RECURSOS HIDRÁULICOS
MAYO DE 2009**

TÍTULO EN ESPAÑOL:

ESTUDIO DE LOS PROCESOS DE TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE ORGANISMOS PATÓGENOS EN RÍOS DE MONTAÑA COLOMBIANOS - RÍO TEUSACÁ, RÍO SUBACHOQUE

TÍTULO EN INGLÉS:

STUDY OF FATE AND TRANSPORT PROCESS OF PATHOGENIC ORGANISMS IN COLOMBIAN MOUNTAIN RIVERS - RÍO TEUSACÁ, RÍO SUBACHOQUE

RESUMEN:

El alto nivel de contaminación con organismos patógenos observado en las fuentes de agua constituye un alto riesgo para la salud y es la causa de gran parte de las enfermedades entéricas en países latinoamericanos como Colombia. En este trabajo se presenta un aporte al conocimiento de los procesos de transporte y transformación de organismos patógenos en ríos de montaña de los Andes colombianos, y se propone una metodología general para estimar la tasa de reacción o decaimiento de estos organismos basada en la calibración rigurosa de un modelo matemático utilizando datos de campo. Los resultados de la metodología permiten a su vez estimar la capacidad de asimilación de cargas contaminantes de organismos patógenos de un río y por lo tanto aportar a la priorización de las inversiones en saneamiento hídrico de países en desarrollo, donde los recursos son limitados. Se presenta la aplicación de la metodología propuesta en dos tramos de los ríos de montaña Teusacá y Subachoque (Colombia). Se encontraron tasas de decaimiento promedio del grupo de bacterias Coliforme Total de 5.66 d^{-1} para el río Subachoque y de 9.18 d^{-1} para el río Teusacá. La tasa de decaimiento promedio de la especie de bacterias *Escherichia coli* en estos ríos es de 7.41 d^{-1} y de 10.32 d^{-1} , respectivamente. Estos valores tan altos pueden ser explicados por el alto tiempo de retención hidráulica en piscinas y zonas muertas que favorecen la sedimentación de la fracción absorbida de las bacterias a los sedimentos, y por la baja profundidad y fácil penetración de la luz solar observada en los tramos estudiados.

ABSTRACT:

The high contamination level of pathogenic organisms observed in water bodies constitutes a high health risk and is the cause of most water borne diseases in developing Latin-American countries such as Colombia. In this paper a contribution to the knowledge of the transport and fate of

pathogens in mountain streams of Colombian Los Andes is presented. A general methodology for the estimation of the decay rate of these organisms is proposed based on a rigorous calibration of a mathematical model using field data. The results in turn facilitate the estimation of the assimilative capacity of pollutant loads of pathogens discharged in a river reach, therefore contributing to orientate investment prioritization strategies of sanitation infrastructure in developing countries where economic resources are scarce. The application of the proposed methodology is presented for two stretches of the mountain rivers Teusacá and Subachoque (Colombia). Average decay rates of Total Coliform bacteria of 5.66 d^{-1} in Subachoque river and 9.18 d^{-1} in Teusacá river, and average decay rates of *Escherichia coli* bacteria in the same rivers are 7.41 d^{-1} y de 10.32 d^{-1} , respectively, were found in this study. These high values could be explain by a high hydraulic retention time in pools and dead zones of the studied reaches that promote sedimentation of the absorbed fraction of pathogens to sediments, and also by a low depth and high light penetration observed in these streams.

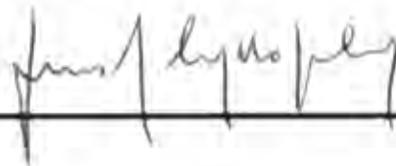
PALABRAS CLAVES:

Decaimiento de patógenos, modelación de patógenos, ríos de montaña, Colombia, Río Subachoque, Río Teusacá

KEYWORDS:

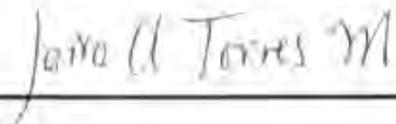
Mountain rivers, pathogen decay, pathogen model, Colombia, Río Subachoque, Río Teusacá

FIRMA DEL DIRECTOR:



Nombre del autor:

Jairo Arturo Torres Matallana (1979)



**A Dios Todopoderoso
y todos los seres que requieren del agua pura**

El río y sus olas forman un solo cuerpo: ¿dónde está la diferencia entre el río y sus olas?

Cuando la ola se levanta, es agua; y cuando cae es la misma agua de nuevo.

Dime Señor, ¿dónde está la diferencia?

Porque ha sido nombrada como ola, ¿no será ya considerada como agua?

Dentro del Supremo Creador, los mundos son engarzados como cuentas de un rosario:

Mira ese rosario con los ojos de la sabiduría.

Kabir

(Compilación de Mr. Rabindranath Tagore, 1983)



CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN.....	22
1.1. Antecedentes.....	23
1.2. Problema de investigación.....	26
1.3. Pregunta de investigación.....	27
1.4. Hipótesis.....	27
1.5. Objetivos.....	28
1.5.1. Objetivo general.....	28
1.5.2. Objetivos específicos.....	28
1.6. Metodología.....	28
1.7. Resultados principales.....	29
1.8. Resumen de contenido.....	31
2. REVISIÓN DE ASPECTOS RELACIONADOS CON EL TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE ORGANISMOS PATÓGENOS.....	32
2.1. Organismos patógenos presentes en corrientes naturales.....	32
2.1.1. Bacterias patógenas.....	34
2.1.2. Relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en corrientes naturales e incidencia en el abastecimiento del recurso.....	36
2.2. Organismos índice.....	37
2.2.1. Organismos índice elegidos.....	40
2.2.2. Caracterización de la tasa de decaimiento de bacterias.....	41
2.3. Factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de organismos patógenos.....	42
2.3.1. pH.....	44
2.3.2. Metales pesados y potencial de óxido reducción.....	45
2.3.3. Salinidad.....	45
2.4. Condiciones ambientales determinantes en el decaimiento de organismos patógenos.....	45
2.4.1. Temperatura.....	46
2.4.2. Radiación solar e inactivación de patógenos.....	47
2.4.3. Coeficiente de extinción para la intensidad de la radiación solar.....	48
2.4.4. Efecto combinado: temperatura-radiación solar.....	50

2.5. Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución de organismos patógenos.....	51
2.5.1. Proceso de sedimentación.....	52
2.5.2. Concentración de sólidos suspendidos	53
2.5.3. Coeficiente de partición y fracción de bacterias adheridas a las partículas....	55
2.6. Modelos de transporte y decaimiento de organismos patógenos.....	58
2.6.1. Modelación de organismos patógenos en QUAL2Kw.....	60
2.6.2. Modelación de organismos patógenos en MIKE.....	60
3. MODELO Y METODOLOGÍA PROPUESTAS PARA REPRESENTAR EL TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE ORGANISMOS PATÓGENOS EN RÍOS DE MONTAÑA.....	65
3.1. Procesos contemplados en la modelación.....	66
3.1.1. Caracterización hidráulica y modelo de transporte de organismos patógenos.....	67
3.1.2. Caracterización microbiológica y modelo de decaimiento de organismos patógenos.....	68
3.2. Formulación matemática del modelo hidráulico y de transporte.....	68
3.2.1. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de patógenos índice.....	71
3.2.2. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de sólidos suspendidos totales.....	74
3.2.3. Modelo integrado de transporte MDLC-ADZ.....	75
3.3. Formulación matemática del modelo de decaimiento de organismos patógenos.....	77
3.4. Metodología seguida para evaluar y modelar los procesos de transporte y de decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña.....	82
3.4.1. Definición del sitio de estudio.....	84
3.4.2. Etapa 1: Caracterización hidráulica.....	84
3.4.3. Etapa 2: Caracterización microbiológica.....	85
3.4.4. Etapa 3: Modelo para el transporte de organismos patógenos.....	85
3.4.5. Etapa 4: Modelo de decaimiento de organismos patógenos.....	86
3.4.6. Etapa 5: Implementación del modelo matemático propuesto.....	86
3.4.7. Etapa 6: Calibración objetiva del modelo y análisis de incertidumbre.....	87
3.4.8. Etapa 7: Validación del modelo.....	89
4. CASO DE ESTUDIO 1: RÍO SUBACHOQUE.....	91
4.1. Etapa 1: Caracterización hidráulica.....	92
4.2. Etapa 2: Caracterización microbiológica.....	97



4.3.	Etapa 3: Modelo para el transporte de organismos patógenos.....	102
4.4.	Etapa 4: Modelo de decaimiento de organismos patógenos.....	102
4.5.	Etapa 5: Implementación del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.....	102
4.6.	Etapa 6(a): Calibración objetiva del modelo hidráulico y de transporte.....	102
4.7.	Etapa 6b: Calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.....	111
4.7.1.	Calibración directa de la tasa total de decaimiento de CT y <i>E. coli</i>	113
4.7.2.	Calibración de la tasa de decaimiento de CT y <i>E. coli</i> considerando parámetros por tramo y 3 parámetros adicionales para el transporte de SST.....	115
4.8.	Etapa 7: Validación del modelo acoplado.....	122
5.	CASO DE ESTUDIO 2: RÍO TEUSACÁ.....	128
5.1.	Etapa 1: Caracterización hidráulica.....	128
5.2.	Etapa 2: Caracterización microbiológica.....	132
5.3.	Etapa 3: Modelo para el transporte de organismos patógenos.....	137
5.4.	Etapa 4: Modelo de decaimiento de organismos patógenos.....	137
5.5.	Etapa 5: Implementación del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.....	137
5.6.	Etapa 6(a): Calibración objetiva del modelo hidráulico y de transporte.....	137
5.7.	Etapa 6(b): Calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.....	139
5.7.1.	Calibración directa de la tasa total de decaimiento de CT y <i>E. coli</i>	139
5.7.2.	Calibración de la tasa de decaimiento de CT y <i>E. coli</i> considerando parámetros globales y 3 parámetros adicionales para el transporte de SST.....	141
5.8.	Etapa 7: Validación del modelo.....	146
6.	DISCUSIÓN FINAL.....	154
	Comportamiento y predicción de la tasa de decaimiento de CT y <i>E. coli</i>	154
7.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	162
7.1.	Caracterización del comportamiento hidráulico y del estado de calidad de agua.....	162
7.2.	Identificación de variables y características físicas e hidráulicas con mayor influencia en los procesos de transporte y de decaimiento de organismos patógenos.....	162
7.3.	Implementación del modelo matemático de los procesos de transporte y de decaimiento de patógenos en los tramos de estudio.....	163
7.4.	Calibración y validación del modelo.....	163
7.5.	Comprobación de hipótesis.....	165

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Organismos patógenos transmitidos por agua contaminada y su significancia en el abastecimiento del agua (Adaptado de: OMS, 2006 complementado con Metcalf & Eddy, 1995; Kadlec y Knight, 1996).	35
Tabla 2. Resumen de valores de θ reportados en varios estudios. El coeficiente θ es la pendiente de temperatura que afecta la tasa de decaimiento en aguas limpias y contaminadas (Wilkinson <i>et al.</i> , 1995).	47
Tabla 3. Valores sugeridos para los coeficientes de extinción de luz (Pelletier y Chapra, 2006).	49
Tabla 4. Parámetros estimados por Lantrip en 1983 para los modelos multi-factor para el decaimiento de bacterias. (Adaptado de Bowie <i>et al.</i> , 1985).	51
Tabla 5. Variables para el transporte de SDPOM determinadas a partir de tres ensayos. (Adaptado de Rauter <i>et al.</i> , 2005).	54
Tabla 6. Velocidades de sedimentación media para los sitios de estudio (Adaptado de Kamp-Nielsen <i>et al.</i> , 2002).	54
Tabla 7. Parámetros de calibración para el modelo ADZ extendido para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión en subtramos del río Subachoque. Φ = porosidad de los sedimentos del fondo del canal, V_s = velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión; V_r = velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos del fondo (Adaptado de; Manrique, 2007).	55
Tabla 8. Resumen de las tasas de decaimiento de bacterias coliformes k_p en corrientes naturales de acuerdo con varios estudios.	63
Tabla 9. Identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Subachoque.	92
Tabla 10. Aforos de caudal durante las campañas de medición en el río Subachoque. Se resaltan los resultados de las campañas de caudales altos.	95
Tabla 11. Elementos geométricos de las secciones transversales en cada sitio de medición durante las campañas en el río Subachoque. Ancho superficial, T ; área mojada, A ; perímetro mojado, P_m .	96
Tabla 12. Elementos geométricos de las secciones transversales en cada sitio de medición durante las campañas en el río Subachoque. Radio hidráulico, R_h ; profundidad hidráulica, D ; Factor de sección, Z .	96
Tabla 13. Resumen de las mediciones en campo durante las campañas de medición en el río Subachoque: caudal, temperatura del agua (T), potencial de hidrógeno (pH), y conductividad. Se resaltan los resultados de las campañas de caudales altos.	98
Tabla 14. Resumen de los determinantes de calidad del agua analizados en laboratorio para cada una de las campañas de medición en el río Subachoque: concentración de bacterias	



Coliformes Totales (CT), concentración de bacterias de la especie <i>Escherichia Coli</i> (<i>E. coli</i>), sólidos suspendidos totales (SST).....	99
Tabla 15. Rangos de los parámetros para la calibración del modelo integrado de transporte MDLC-ADZ para los tramos S1-S2, S12-S3, y S3-S4 del río Subachoque.....	105
Tabla 16. Resultados de calibración del modelo MDLC-ADZ. Parámetros hidráulicos para el tramo S1-S2 del río Subachoque (n =coeficiente de Manning; W_o =ancho base del tramo; S_o =pendiente longitudinal; β =coeficiente de retraso del soluto; R^2 =coeficiente de Nash-Sutcliffe).....	106
Tabla 17. Parámetros para los tramos del río Subachoque desde el sitio de inyección, $L_1 = 2220$ m. Tramo S2-S3 del río Subachoque desde el sitio de inyección, $L_2=3250$. Tramo S3-S4 desde la inyección $L_3=2750$ m. (t =tiempo medio de viaje; τ =tiempo de retraso advectivo; DF =fracción dispersiva; TR =tiempo de retraso; R^2 =coeficiente de Nash-Sutcliffe).	106
Tabla 18. Coeficientes α y β para las curvas de calibración velocidad (U) - caudal (Q) y profundidad (H) - caudal(Q). R^2 es el coeficiente de Nash.	108
Tabla 19. Tasa de decaimiento global de bacterias Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	115
Tabla 20. Tasa de decaimiento global de la especie <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	115
Tabla 21. Parámetros de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Subachoque. Se consideran 2 parámetros globales iguales para todos los tramos: am = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz ke y la concentración de sólidos suspendidos m ; e I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua; y 2 parámetros por tramo kd = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas; y v_s = velocidad de sedimentación de las partículas sólidas (el valor de v_s se presenta en la Tabla 22).....	118
Tabla 22. Velocidad de sedimentación de las partículas sólidas v_s para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Subachoque.....	119
Tabla 23. Parámetros de calibración del modelo de transporte de sólidos en suspensión para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Subachoque: Velocidad de resuspensión v_r , densidad de los sedimentos ρ , porosidad de los sedimentos ϕ	121
Tabla 24. Tasa de mortalidad base kp_1 , y tasa de pérdida por radiación solar kpi de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	121
Tabla 25. Tasa de pérdida por sedimentación kps , y tasa de decaimiento total kp de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 . Los valores subrayados se concideran como "outliers" y por tanto no se consideran en el cálculo del valor promedio.	121
Tabla 26. Coeficiente de extinción de radiación solar en la columna de agua ke , y fracción de bacterias adheridas a las partículas Fp , y concentración de "sólidos suspendidos" en los	

sedimentos SSS, estimados a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.	121
Tabla 27. Fracción de bacterias adheridas a las partículas F_p , y velocidad de sedimentación de bacterias v_{sp} , estimadas a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.	121
Tabla 28. Tasa de mortalidad base kp_1 , y tasa de pérdida por radiación solar k_{pi} de <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	122
Tabla 29. Tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa de decaimiento total kp de <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	122
Tabla 30. Resumen de la tasa promedio de decaimiento de organismos patógenos kp del río Subachoque de acuerdo con las opciones de calibración (1) y (2), <i>i.e.</i> (1) calibración de la tasa global mediante 1 parámetro por tramo: kp ; y (2) calibración de 4 parámetros globales: am , I_0 , kd , vs . F.O = valor de la función objetivo, Prom. = valor promedio, D.E.=desviación estándar (No se consideran los resultados de la campaña C4 en el cálculo del valor promedio ni de la desviación estándar).	124
Tabla 31. Resumen de la tasa de decaimiento de organismos patógenos kp de acuerdo con las alternativas de calibración (3) y (4), <i>i.e.</i> (3) calibración de 2 parámetros globales: am , I_0 , y 2 parámetros por tramo: kd , vs ; y (4) calibración de 4 parámetros globales: am , I_0 , ρ , ϕ ; y 3 parámetros por tramo: kd , vs , vr . F.O = valor de la función objetivo, Prom. = valor promedio, D.E.=desviación estándar (No se consideran los resultados de la campaña C4 en el cálculo del valor promedio ni de la desviación estándar).	124
Tabla 32. Promedio de la tasa de decaimiento de organismos patógenos en el río Subachoque para las 4 alternativas de calibración y 4 campañas de medición. (No se consideran los resultados de la campaña C4 en el cálculo del valor promedio ni de la desviación estándar).	124
Tabla 33. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. am = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_e y la concentración de sólidos suspendidos m . I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua. kd = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas.	124
Tabla 34. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración: vs	124
Tabla 35. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. Parámetros adicionales para simular el transporte de sólidos en suspensión. vr = Velocidad de resuspensión. ρ = densidad de los sedimentos. ϕ = porosidad de los sedimentos.	125
Tabla 36. Valores de R^2 para la comparación y elección de la mejor combinación de campañas para la calibración del modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque. Aparece resaltada la mejor combinación por campaña de acuerdo con la función objetivo R^2 . Aparece resaltado en tono más claro la siguiente mejor combinación por campaña.	125



Tabla 37. Tasa de mortalidad base k_{p1} , tasa de pérdida por radiación solar k_{pi} , tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa total de decaimiento total k_p de CT para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	126
Tabla 38. Tasa de mortalidad base k_{p1} , tasa de pérdida por radiación solar k_{pi} , tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa total de decaimiento total k_p de <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2	126
Tabla 39. Resumen de las tasas de decaimiento de CT en el río Subachoque.	127
Tabla 40. Identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Teusacá. Los sitios de descarga y/o afluente se presentan sombreados.	129
Tabla 41. Resumen de los aforos durante las campañas de medición en el río Teusacá. Aparecen resaltadas las campañas de caudales altos.....	132
Tabla 42. Resumen de las mediciones en campo durante las campañas de medición en el río Teusacá: temperatura del agua (T), potencial de hidrógeno (pH), y conductividad.....	133
Tabla 43. Resumen de los determinantes de calidad del agua analizados en laboratorio para cada una de las campañas de medición en el río Teusacá: concentración de bacterias Coliformes Totales (CT), concentración de bacterias de la especie <i>Escherichia Coli</i> (<i>E. coli</i>).	134
Tabla 44. Resumen de los determinantes de calidad del agua analizados en laboratorio para cada una de las campañas de medición en el río Teusacá: sólidos suspendidos totales (SST).	135
Tabla 45. Resultados de calibración del modelo MDLC-ADZ. Parámetros hidráulicos para el tramo S1-S2 del río Teusacá (n =coeficiente de Manning; W_o =ancho base del tramo; S_o =pendiente longitudinal; β =coeficiente de retraso del soluto; R^2 =coeficiente de Nash-Suttcliffe).	138
Tabla 46. Coeficientes a y β para las curvas de calibración velocidad (U) - caudal (Q) y profundidad (H) - caudal(Q). R^2 es el coeficiente de Nash.	138
Tabla 47. Tasa de decaimiento global de bacterias Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2	140
Tabla 48. Tasa de decaimiento global de la especie <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2	140
Tabla 49. Parámetros de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Teusacá. Parámetros globales iguales para todos los tramos: am = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_e y la concentración de sólidos suspendidos m ; e I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua.....	142
Tabla 50. Parámetros de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Teusacá. Parámetros por tramo kd = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas, y vs = velocidad de sedimentación de las partículas sólidas. ..	142
Tabla 51. Parámetros de calibración del modelo de transporte de sólidos en suspensión para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de	

medición en el río Teusacá: Velocidad de resuspensión vr , densidad de los sedimentos ρ , porosidad de los sedimentos ϕ .	143
Tabla 52. Tasa de mortalidad base $kp1$, y tasa de pérdida por radiación solar kpi de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .	144
Tabla 53. Tasa de pérdida por sedimentación kps , y tasa de decaimiento total kp de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .	145
Tabla 54. Coeficiente de extinción de radiación solar en la columna de agua ke , y fracción de bacterias adheridas a las partículas Fp , y concentración de "sólidos suspendidos" en los sedimentos m' , estimados a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.	145
Tabla 55. Fracción de bacterias adheridas a las partículas Fp , estimada a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.	145
Tabla 56. Tasa de mortalidad base $kp1$, y tasa de pérdida por radiación solar kpi de <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .	146
Tabla 57. Tasa de pérdida por sedimentación kps , y tasa de decaimiento total kp de <i>E. coli</i> para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .	146
Tabla 58. Resumen de la tasa de decaimiento de organismos patógenos del tramo T5-T6 del río Teusacá para las 4 alternativas de calibración y 5 campañas de medición. Prom. = valor promedio, D.E.=desviación estándar.	148
Tabla 59. Resumen de la tasa de decaimiento de organismos patógenos kp de acuerdo con las alternativas de calibración 3 y 4, i.e. (3) calibración de 1 parámetro global: am y 3 parámetros por tramo: $I0$, kd , vs ; y (4) calibración de 3 parámetros globales: am , ρ , ϕ ; y 4 parámetros por tramo: $I0$, kd , vs , vr . F.O = valor de la función objetivo, Prom. = valor promedio, D.E.=desviación estándar.	148
Tabla 60. Promedio de la tasa de decaimiento de organismos patógenos en el río Teusacá para las 4 alternativas de calibración y 5 campañas de medición.	149
Tabla 61. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. am = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz ke y la concentración de sólidos suspendidos m . $I0$ = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua.	149
Tabla 62. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. kd = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas. vs = velocidad de sedimentación de las partículas sólidas.	149
Tabla 63. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. Parámetros adicionales para simular el transporte de sólidos en suspensión. vr = Velocidad de resuspensión. ρ = densidad de los sedimentos. ϕ = porosidad de los sedimentos.	149



Tabla 64. Comparación y elección de la combinación de campañas para la calibración del modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá. Aparece resaltado en tono oscuro la mejor combinación por campaña y organismo patógeno de acuerdo con las funciones objetivo R^2 y APB , i.e. máximo valor de R^2 y mínimo valor de APB . Aparece resaltado en tono más claro la siguiente mejor combinación por campaña. 150

Tabla 65. Tasa de mortalidad base $kp1$, tasa de pérdida por radiación solar kpi , tasa de pérdida por sedimentación kps , y tasa total de decaimiento total kp de CT para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 150

Tabla 66. Tasa de mortalidad base $kp1$, tasa de pérdida por radiación solar kpi , tasa de pérdida por sedimentación kps , y tasa total de decaimiento total kp de *E. coli* para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 152

Tabla 67. Resumen de las tasas de decaimiento de CT en el río Teusacá..... 152

Tabla 68. Coeficientes de las ecuaciones lineales para la predicción de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* en los tramos de estudio del río Subachoque..... 154

Tabla 69. Coeficientes de las ecuaciones lineales para la predicción de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* en los tramos de estudio del río Teusacá. 156

Tabla 70. Coeficientes de las ecuaciones lineales para la predicción conjunta de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* en los tramos de estudio del río Teusacá. 156

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Registro micrográfico electrónico de <i>E. coli</i> (Rocky Mountain Laboratories, NIAID, 2008)	39
Figura 2. Modelo (línea sólida) obtenido a partir de las observaciones (triángulos sólidos) de la tasa de decaimiento de <i>E. coli</i> para varios niveles de pH (Wilkinson <i>et al.</i> , 1995).....	44
Figura 3. Regresiones obtenidas de varios estudios para la tasa de decaimiento de bacterias coliformes fecales en función de la intensidad de la luz (Wilkinson <i>et al.</i> , 1995).	51
Figura 4. Impacto del asentamiento de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua.....	57
Figura 5. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado “fuerte” en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).	58
Figura 6. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado “débil” en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).....	58
Figura 7. Acumulación de organismos patógenos y procesos de transporte a nivel de cuenca. El área de modelación que considera el modelo para el transporte y decaimiento de organismos propuesto corresponde a los procesos e interacciones únicamente dentro de la corriente.....	59
Figura 8. (a) Conceptualización del tramo que utiliza el modelo propuesto. Los subíndices Q , I , t , e , y a se refieren al caudal a la salida del tramo, al caudal a la entrada aguas arriba del tramo, las entradas tributarias al tramo, las descargas de efluentes y las abstracciones, en los elementos i -ésimos, respectivamente. (b) Conceptualización del mecanismo de transporte en ríos utilizando la metodología ADZ propuesta en Lees, <i>et al.</i> , (1998), y Camacho y Lees (2000).....	70
Figura 9. Representación esquemática del tiempo de viaje t y del tiempo de retraso τ (Lees <i>et al.</i> , 1998; Camacho y Lees 2000).	73
Figura 10. Extinción exponencial de la luz en una capa de agua bien mezclada (Adaptada de Chapra, 1997).	80
La metodología propuesta permite evaluar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña colombianos considerando las recomendaciones realizadas por Camacho y Diaz-Granados (2003) para la implementación y calibración de un modelo de calidad del agua. En la Figura 11 se presenta un diagrama que permite identificar las etapas y los objetivos específicos que deben seguirse para llevar a buen término la investigación.	82
Figura 12. Diagrama de las etapas de la metodología seguida en el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña. Las etapas resaltadas corresponden a los objetivos específicos de la investigación.	83



Figura 13. Ubicación e identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Subachoque. El río Subachoque se muestra en línea azul y en línea café las vías de acceso a los sitios de medición.	93
Figura 14. Comportamiento de los determinantes de calidad del agua medidos <i>in-situ</i> durante las campañas de medición en el río Subachoque: Caudal (a), temperatura (b), pH (c), y conductividad (d) del agua.	96
Figura 15. Secciones transversales de los sitios de aforo y toma de muestras de agua en el río Subachoque durante cada campaña de medición.	97
Figura 16. Resultados de los análisis de laboratorio de los determinantes de calidad del agua en los sitios de medición del río Subachoque: concentración de Coliformes Totales CT (a), concentración de <i>E. coli</i> (b), concentración de sólidos suspendidos totales SST (c), ...	100
Figura 17. Hidrógrafas y resultados de los experimentos con trazadores realizados durante la campaña de medición C3 para la calibración del modelo ADZ-MDLC en el tramo del río Subachoque (a) S1-S2, (b) S2-S3, y (c) S3-S4.	104
Figura 18. Resultados de calibración del modelo integrado MDLC-ADZ para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C3 de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta: (a) Calibración tramo S1-S2, (b) tramo S2-S3, (c) tramo S3-S4; y distribución paramétrica: Calibración tramo (d) S1-S2, (e) tramo S2-S3, (f) tramo S3-S4.	107
Figura 19. Sensibilidad regional de los resultados de calibración del modelo ADZ y MDLC-ADZ para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C3. Calibración modelo ADZ: (a) tramo S1-S2, (b) tramo S2-S3, (c) tramo S3-S4. Calibración modelo MDLC-ADZ: (d) tramo S1-S2, (e) tramo S2-S3, (f) tramo S3-S4. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugiere sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.	109
Figura 20. Análisis de incertidumbre de los resultados de calibración del modelo integrado de transporte MDLC-ADZ para los tramos (a) S1-S2, (b) S2-S3, (c) S3-S4. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límites de confianza).	110
Figura 21. Curvas de calibración (a) profundidad (H) contra caudal (Q), y (b) velocidad del flujo (U) contra caudal (Q) en los sitios de aforo y toma de muestras de agua del río Subachoque.	111
Figura 22. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C2. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro: calibración de (a) CT, (b) <i>E. coli</i> . Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 : calibración de (a) CT, y (d) <i>E. coli</i>	114

Figura 23. Análisis de sensibilidad paramétrica de la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con la opción de calibración 1 para (a) CT, y (b) <i>E. coli</i> con base en los datos observados de la campaña de medición C2. Análisis de incertidumbre del modelo de salida de (c) CT, y (d) <i>E. coli</i> . Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE.	115
Figura 24. Resultados opción 4 para la calibración de los parámetros del modelo acoplado de transporte y decaimiento de (a) CT y (b) <i>E. coli</i> para la campaña de medición C2 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.....	118
Figura 25. Resultados de la opción 2 para la calibración del modelo de transporte y decaimiento de (a) CT y (b) <i>E. coli</i> , durante la campaña de medición C2 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.....	119
Figura 26. Análisis de sensibilidad paramétrica de la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con la opción de calibración 4 para (a) CT, y (b) <i>E. coli</i> con base en los datos observados de la campaña de medición C2. Análisis de incertidumbre del modelo de salida de (c) CT, (d) <i>E. coli</i> , y (e) SST	120
Figura 27. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque para las campaña de medición 1 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 2 y 3 (combinación de calibración C2C3). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT, (b) <i>E. coli</i> , y (c) transporte de SST.....	125
Figura 28. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque para la campaña de medición 4 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 2 y 3 (combinación de calibración C2C3). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT, (b) <i>E. coli</i> , y (c) transporte de SST.....	126
Figura 29. Ubicación e identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Teusacá. El río Teusacá se muestra en línea azul y en línea café las vías de acceso a los sitios de medición.	130
Figura 30. Comportamiento de los determinantes de calidad del agua medidos <i>in-situ</i> durante las campañas de medición en el río Teusacá: Caudal (a), temperatura (b), pH (c), y conductividad (d) del agua.	134
Figura 31. Resultados de los análisis de laboratorio de los determinantes de calidad del agua en los sitios de medición del río Teusacá: concentración de Coliformes Totales CT (a), concentración de <i>E.coli</i> (b), concentración de sólidos suspendidos totales SST (c).....	136
Figura 32. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Teusacá a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C1. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro: calibración de CT (a), calibración de <i>E. coli</i> (b). Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 : calibración de CT (c), calibración de <i>E. coli</i> (d),.....	140



Figura 33. Análisis de sensibilidad paramétrica de acuerdo con la opción de calibración 1 del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) <i>E. coli</i> . Análisis de incertidumbre de acuerdo con la metodología GLUE: (c) modelo CT, y (d) modelo de <i>E. coli</i>	141
Figura 34. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) <i>E. coli</i> , durante la campaña de medición C1 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.	143
Figura 35. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) <i>E. coli</i> , durante la campaña de medición C1 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.	144
Figura 36. Análisis de sensibilidad paramétrica de la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con la opción de calibración 4 para (a) CT, y (b) <i>E. coli</i> con base en los datos observados de la campaña de medición C2. Análisis de incertidumbre del modelo de salida de (c) CT, (d) <i>E. coli</i> , y (e) SST	148
Figura 37. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá para la campaña de medición 2 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5 (combinación de calibración C1C5). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) <i>E. coli</i> ; y (c) modelo para el transporte de SST.	151
Figura 38. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá para la campaña de medición 3 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5 (combinación de calibración C1C5). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) <i>E. coli</i> ; y (c) modelo para el transporte de SST.	151
Figura 39. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá para la campaña de medición 4 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5 (combinación de calibración C1C5). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) <i>E. coli</i> ; y (c) modelo para el transporte de SST.	152
Figura 40. Comportamiento de la tasa de decaimiento con base en las observaciones en el Río Subachoque.	154
Figura 41. Predicción de la tasa de decaimiento con base en las observaciones en el Río Subachoque. No se consideran las observaciones de la campaña C4.	155
Figura 42. Predicción de la tasa de decaimiento de CT y <i>E. coli</i> conjunta con base en las observaciones del Río Teusacá.	157

LISTA DE APÉNDICES

Apéndice 1. Revisión extendida de los aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos.....	171
Apéndice 2. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de organismos patógenos índice.....	214
Apéndice 3. Resultados adicionales de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque.....	219
Apéndice 4. Ejemplo hoja de cálculo datos de entrada para calibración del modelo acoplado. Campaña C1. Río Teusacá.....	228
Apéndice 5. Resultados adicionales de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá.....	231

1. INTRODUCCIÓN

La ocupación de las zonas montañosas del país por parte de la población es consecuencia del crecimiento de las principales ciudades y municipios del territorio nacional. El factor determinante en el establecimiento de la población es la disponibilidad del recurso hídrico. Por tanto, las poblaciones se establecen cerca o inclusive sobre las márgenes de las corrientes superficiales.

El desarrollo urbanístico exige que las fuentes de agua sean aprovechadas tanto para proveer a los habitantes de agua potable como para verter las aguas servidas. En consecuencia se presenta la contaminación de las corrientes naturales.

En Colombia, el 95% de las aguas residuales domésticas e industriales se vierten a los ríos sin ningún tipo de tratamiento y cerca del 65% de estos vertimientos se realizan en ríos o quebradas de montaña (Camacho, 2006b). Es necesario implementar metodologías para caracterizar el cuerpo receptor desde el punto de vista de calidad del agua. Esta información es la base para la toma de decisiones adecuadas de inversión de proyectos relacionados con el saneamiento básico.

En Latinoamérica el mayor problema asociado con la contaminación hídrica es la descarga de compuestos tóxicos y patógenos, particularmente en ríos y acuíferos (OMS 2006, OMS/UNICEF 2000; CEPIS-OPS/OMS, 2002), convirtiéndose así en la mayor amenaza para la salud pública, especialmente en países en desarrollo, como Colombia, donde cerca del 30% de la población se ve afectada por el suministro de agua no potable (SSP, 2005). En estos países, las enfermedades endémicas como el cólera, tifoidea y disentería crónica afectan las poblaciones más vulnerables, niños y ancianos.

En este sentido, investigaciones previas relacionadas con la calidad del agua de corrientes naturales en Colombia (Barrera *et al.*, 2002; Díaz-Granados *et al.*, 2002; UNIANDES-EAAB, 2003) ponen de manifiesto la necesidad de establecer prioridades de inversión en infraestructura de tratamiento de las aguas residuales municipales. Los modelos de transporte de contaminantes y de calidad del agua permiten dimensionar y diseñar soluciones estructurales *e.g.*, plantas de tratamiento, y no estructurales *e.g.*, tecnologías de producción más limpia, requeridas para alcanzar estándares de calidad de agua bajo diferentes niveles de contaminación y/o tratamiento, y por lo tanto permiten ayudar a priorizar y evaluar la eficiencia de la inversión.

Considerando esta problemática, es pertinente realizar una investigación que permita proponer una metodología para evaluar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña, con el fin de conocer el impacto real de los vertimientos contaminantes en las fuentes hídricas de montaña del territorio colombiano y orientar la toma de decisiones de inversión en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

En este trabajo se presentan los resultados de una investigación adelantada con el fin de desarrollar una metodología para evaluar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña. El conocimiento pleno de estos procesos permitirá estimar el impacto real de los vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento o con niveles parciales de tratamiento en las fuentes hídricas de montaña del territorio colombiano y de otros países de la región, y cuantificar la capacidad de asimilación de estas corrientes.

La metodología general propuesta considera siete etapas consecutivas: (1) caracterización hidráulica de los tramos de estudio; (2) caracterización microbiológica; (3) definición de un modelo de transporte de solutos conservativo; (4) definición de un modelo para representar el transporte y destino de organismos patógenos; (5) implementación del modelo acoplado de transporte y destino de organismos patógenos; (6) calibración objetiva y análisis de incertidumbre del modelo; (7) validación del modelo. En el estudio se aplica e ilustra la utilidad de la metodología propuesta en dos tramos de montaña de los ríos Teusacá y Subachoque (Colombia).

1.1. Antecedentes.

Como antecedentes del tema de investigación, se tiene el proyecto realizado por el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de los Andes entre los años 2001 y 2002 para el Ministerio del Medio Ambiente. Este proyecto denominado "Aplicación de un Modelo Numérico para la Priorización de la Gestión de Aguas Residuales Domésticas en Colombia" (Uniandes, 2002), tuvo por objetivo establecer las prioridades de inversión para los siguientes diez años en infraestructura de tratamiento de aguas residuales municipales (Díaz-Granados *et al.*, 2002).

El proyecto en mención establece criterios de priorización para cada uno de los municipios del territorio colombiano. Los 5 primeros municipios prioritarios resultan ser Tunja, Medellín, Bogotá D.C., Manizales y Bello. Además, el estudio ratifica la necesidad de inversión para la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales en 145 municipios de los 389 definidos en 2001 por el Ministerio de Desarrollo Económico (Díaz-Granados *et al.*, 2002).

Otro antecedente importante es la contribución de Barrera *et al.*, (2002) para cumplir con el objetivo del proyecto de Uniandes (2002). Desarrollan un modelo computacional de la calidad del agua para



toda la red hídrica nacional que permite la modelación de 3 parámetros: oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y coliformes totales. Este modelo sirvió como herramienta para determinar el impacto de las descargas de aguas residuales domésticas sobre la red hídrica nacional. La modelación identificó los municipios de Colombia que generan un mayor impacto sobre los cuerpos receptores. La mayor importancia dada a la modelación de coliformes, permitió comparar los resultados obtenidos con los criterios de calidad del agua establecidos por el Decreto 1594/84 del Ministerio de Salud Pública, para los diferentes usos del recurso hídrico. A partir de esta comparación se definieron tramos críticos como consecuencia de los vertimientos de aguas residuales domésticas.

En cuanto a trabajos académicos relacionados con la modelación de la calidad del agua en ríos de montaña, el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de los Andes ha realizado importantes aportes en el estado del arte a través de la realización de varios proyectos de grado y tesis de maestría, entre los cuales se encuentra la tesis de maestría de Cañón (2005) en la que se determina la tasa de degradación de materia orgánica y de desoxigenación en ríos de montaña y se analizan los resultados obtenidos por medio de diferentes aproximaciones existentes. Adicionalmente, se analiza y cuantifica la dependencia entre las características hidráulicas de los ríos de montaña (velocidad, profundidad del flujo y pendiente longitudinal del cauce) con los procesos de degradación de materia orgánica y se verifican los resultados por medio de simulaciones en el modelo de calidad de agua QUAL2K.

De igual manera en la tesis titulada "Modelación de la calidad del agua en un río de montaña colombiano (Quebrada La Lejía)", Arenas (2004) cumple con el objetivo general al implementar un modelo predictivo de calidad del agua en un río de montaña del municipio de Arbeláez (Cundinamarca) en un tramo con vertimiento de agua residual municipal. El modelo de calidad de agua implementado fue el QUAL2K (Chapra y Pelletier, 2003). Este trabajo hizo importantes aportes para entender la hidráulica de los ríos de montaña y su influencia directa en las características físicas y químicas del tramo de estudio, y permitió comprobar la funcionalidad de realizar modelos discretos de ríos de montaña del territorio nacional.

Por su parte, Maya (2004) hace un importante aporte con su tesis de maestría titulada "Estudio de alternativas de desinfección para el control de patógenos en el río Bogotá". El objetivo general de esta tesis era el de evaluar las alternativas de desinfección en las fuentes de agua y seleccionar la más adecuada para el caso del río Bogotá a la altura de la planta de tratamiento de aguas El Salitre. Para cumplir con el objetivo se reconocieron diferentes alternativas para la desinfección de organismos patógenos, teniendo en cuenta la dimensión del problema de salud pública en la cuenca

media y baja del río Bogotá, y la modelación del comportamiento de la contaminación por patógenos en el río e identificar el nivel de tratamiento requerido para uso agrícola. Finalmente se elige una de las alternativas de desinfección considerando aspectos técnicos y económicos. La evaluación se realiza a través de la simulación del impacto en la calidad del agua del río de la alternativa seleccionada para demostrar cuantitativamente su conveniencia. Adicionalmente en este trabajo se realiza una descripción concisa e ilustrada de los microorganismos presentes en el agua residual con base en Chapra (1997), OPS (1999) y Tchobanoglus (1997).

Otro importante aporte es la tesis de Maestría de Isabel Raciny (2003) en la que se define como objetivo extender el modelo computacional de las aguas residuales domésticas en la red hídrica colombiana (Uniandes, 2002), realizando el análisis de sensibilidad y calibración de los diferentes parámetros que intervienen en los modelos Streeter Phelps y ADZ para la modelación de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y coliformes totales. La modelación del decaimiento natural de bacterias coliformes se hace siguiendo un modelo de decaimiento de primer orden, con una constante de decaimiento que varía con la temperatura del agua. Se sugiere que es posible desarrollar un modelo más complejo para coliformes al tener en cuenta en la constante de decaimiento los diferentes factores involucrados en esta, *i.e.* mortalidad natural y salinidad, pérdida por radiación solar y pérdida por sedimentación. En el presente documento se consideran estos factores al definir la constante de decaimiento de organismos patógenos índice.

Con respecto a la modelación de la calidad del agua considerando el transporte de sólidos en suspensión, William Clavijo (2002) desarrolla a través de su tesis de maestría un modelo de una zona y de dos zonas para el transporte de sólidos en suspensión acoplado con un modelo de calidad del agua. El objetivo que se alcanzó con esta investigación era el de desarrollar una metodología que considerara los procesos físicos del transporte de sólidos en suspensión de una corriente acoplado la modelación de calidad con la modelación hidráulica."

En cuanto al aporte en la modelación de la calidad del agua en ríos de montaña, el Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad Nacional de Colombia (Sede Bogotá) hace un importante aporte en el estado del arte a través de la ejecución de varios trabajos académicos. Entre estos se encuentra la tesis de maestría titulada "Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña" cuyo objetivo principal era el de determinar la influencia de las variables que rigen la hidráulica de las corrientes naturales superficiales sobre el comportamiento de la fracción dispersiva en ríos de montaña típicos del territorio colombiano colombianos (González, 2008). Esta investigación permitió consolidar el estado de conocimiento y aplicación en ríos de montaña los modelos de transporte de solutos de Advección-Dispersión (ADE, *Advection*



Dispersion Equation, Rutherford, 1994), de Almacenamiento Temporal (TS, *Temporal Storage*, Bencala y Walters 1983) y de Zona Muerta Agregada (ADZ, *Aggregated Dead Zone*, Beer y Young, 1983; Young y Wallis, 1993). La presente investigación utiliza como pilar del transporte de solutos el modelo ADZ.

Finalmente como antecedentes internacionales se tienen varias investigaciones actuales referentes con la modelación de organismos patógenos en corrientes naturales y lagos, *e.g.* Hipsey (2007), Haydon y Deletic (2006), Bai y Lung (2005), Brookes *et al.* (2004), Pond *et al.* (2004), Darakas (2002), Yang *et al.* (2002), Beaudeau *et al.* (2001), Medema y Schijven (2001), Wilkinson *et al.* (1995, 1995a).

Los estudios nacionales en mención ponen de manifiesto que Colombia enfrenta un problema serio relacionado con la presencia de organismos patógenos en las fuentes hídricas. Además, la limitada disponibilidad de recursos para la inversión en tratamiento de aguas residuales hace que sea necesario establecer prioridades de saneamiento. Por tanto, el tema de la contaminación por microorganismos patógenos se ha dejado en segundo plano. De aquí la importancia de proponer e implementar modelos de transporte de contaminantes y de calidad del agua que permitan dimensionar y diseñar soluciones estructurales *e.g.*, plantas de tratamiento, y no estructurales *e.g.*, tecnologías de producción más limpia, requeridas para alcanzar estándares de calidad de agua bajo diferentes niveles de contaminación y/o tratamiento, y por lo tanto permitan simular diferentes alternativas de saneamiento con fines de priorizar y evaluar la eficiencia de la inversión.

La modelación hidrológica e hidráulica requiere de la calibración de parámetros por medio de una metodología que contemple la incertidumbre paramétrica con el fin de predecir con un nivel de confianza aceptable los procesos hidrológicos del sistema ambiental. Dada la complejidad de tales procesos, con frecuencia se desarrollan modelos que si bien representan con precisión las relaciones físicas entre las variables de entrada, tienden a estar sobreparametrizados. Por tanto es necesario utilizar una metodología que tenga en cuenta la no unicidad, ambigüedad o falta de identificabilidad de los conjuntos paramétricos durante la estimación de los parámetros de un modelo.

1.2. Problema de investigación.

Como lo revelan los trabajos de Díaz-Granados *et al.* (2002) y Barrera *et al.* (2002), las fuentes hídricas colombianas presentan un alto grado de contaminación con organismos patógenos, lo cual representa la mayor amenaza para la salud pública, teniendo en cuenta que la mayoría de la población consume agua sin el debido control y tratamiento que evite la aparición y propagación de enfermedades mortales endémicas como el cólera, la tifoidea y la disentería crónica.

Existe un alto desconocimiento de los procesos de transporte de solutos, de degradación y decaimiento de agentes contaminantes y organismos patógenos, en nuestras corrientes naturales y acuíferos. Este desconocimiento limita la capacidad de priorizar las inversiones necesarias en las corrientes más contaminadas con menor capacidad de autodepuración y/o asimilación de carga contaminante.

Es necesario realizar una investigación científica que permita identificar y definir las variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos, considerando el impacto real de los vertimientos contaminantes en las fuentes hídricas de montaña del territorio colombiano.

Posteriormente, al establecer las relaciones entre variables y procesos, de acuerdo con el tipo de corriente, se determina su capacidad de asimilación, lo cual permitirá proponer, desarrollar, evaluar y validar modelos de calidad del agua que simulen diferentes alternativas de saneamiento, y establecer las condiciones que maximicen la eficiencia en términos de la relación entre inversión y mejora en la calidad del agua de las corrientes.

1.3. Pregunta de investigación.

¿De qué manera las condiciones típicas en ríos de montaña, esto es, el efecto de la radiación solar sobre la lámina de agua poco profunda, el tiempo de retención hidráulica prolongado en las zonas de piscina, la sedimentación en estas zonas, y la alta reaeración que tiene el agua en las zonas de rápidos y cascadas, inciden en los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos?

1.4. Hipótesis.

La hidrología e hidráulica de ríos de montaña afectan considerablemente la capacidad de autopurificación de las corrientes al afectar los procesos básicos de transporte y reacción.

El proceso de decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña difiere del que ocurre en ríos de llanura o planicie, debido a la presencia alternada de zonas de rápidos y de piscina. Es de esperar, que los efectos de la radiación solar en el cuerpo de agua poco profundo, el alto tiempo de retención hidráulico en las zonas de piscina, la sedimentación en estas zonas y la alta reaeración que tiene el agua en las zonas de rápidos y cascadas promueven una mayor tasa de decaimiento de patógenos y por ende una mayor capacidad de autopurificación de la corriente que en los ríos de planicie.



1.5. Objetivos.

1.5.1. Objetivo general.

Estudiar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en tramos de los ríos de montaña Teusacá y Subachoque y proponer una metodología general que permita cuantificar estos procesos en forma eficiente y precisa en otros ríos de montaña.

1.5.2. Objetivos específicos.

Caracterizar el comportamiento hidráulico y el estado de calidad de agua, en términos de indicadores de contaminación bacteriológica, de un tramo de estudio de dos ríos de montaña, el Río Teusacá y el Río Subachoque.

Identificar las variables y características físicas e hidráulicas de los tramos de estudio que tienen mayor influencia en los procesos de transporte y de decaimiento de organismos patógenos.

Implementar un modelo matemático de los procesos de transporte y de decaimiento de patógenos de los tramos de estudio.

Calibrar y validar el modelo con datos de campo de dos o más campañas de medición de los ríos Teusacá y Subachoque.

1.6. Metodología.

De acuerdo con Camacho (2006), la caracterización del río de estudio permite conocer el comportamiento hidráulico y de calidad del agua. Se debe definir un programa de monitoreo con el objetivo de realizar mediciones de campo simultáneas de aforos, parámetros hidráulicos y de calidad del agua siguiendo la masa de agua, que permitan la implementación, calibración y verificación de un modelo de calidad del agua de los tramos de estudio escogidos.

El objetivo de la presente investigación es el de proponer una metodología que permita evaluar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña colombianos. Los sitios de estudio, ubicados en el departamento de Cundinamarca, son: el Río Teusacá desde aguas abajo del municipio de la Calera hasta la estación de la Cabaña (8,417 m), y el Río Subachoque desde aguas arriba del municipio de La Pradera hasta aguas arriba del municipio de Subachoque (16,400 m).

Se realizaron 9 campañas de medición, 4 en el río Subachoque y 5 en el río Teusacá, para la medición de determinantes *in situ* y la recolección de muestras de agua para el análisis en el laboratorio, en el marco del proyecto de investigación financiado por la Vicerrectoría de Investigación "Metodologías para la caracterización hidrológica, hidráulica y de autopurificación de

rios de montaña colombianos” (Camacho, 2006), siguiendo la metodología propuesta por Camacho y Díaz-Granados (2003).

Se definió e implementó un modelo para el transporte y decaimiento de CT y *E. coli* para los tramos de los ríos de estudio. La información de campo y laboratorio permitió el montaje, calibración y verificación del modelo de cada río bajo diferentes condiciones hidrológicas, siguiendo una metodología que considera los objetivos, procedimientos, resultados, conclusiones y recomendaciones de la investigación. Esto permite cumplir con el objetivo propuesto: estudiar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en tramos de los ríos de montaña Teusacá y Subachoque y proponer una metodología general que permita cuantificar estos procesos en forma eficiente y precisa en otros ríos de montañas.

Finalmente se realizó la confirmación de la hipótesis de la investigación.

1.7. Resultados principales

Con fines de estudiar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña, específicamente el grupo de bacterias Coliforme Total y la especie *E. coli*, siguiendo la metodología propuesta se realizó la caracterización hidráulica y microbiológica de tramos en los sitios de estudio: el río Subachoque, y el río Teusacá. Información base que permitió la implementación, calibración y validación de un modelo acoplado para representar adecuadamente estos procesos.

Los resultados de calibración concluyen que al comparar el método de calibración basado en simulación de Monte-Carlo y el método de optimización global *shuffled complex evolution* desarrollado en la Universidad de Arizona (SCE-UA, Duan *et al.*, 1994), este último permite encontrar con mayor eficiencia y con un buen nivel de ajuste ($R^2 > 0.77$ en 13 de los 18 casos estudiados en el río Teusacá, y $R^2 > 0.98$ en 7 de los 8 casos estudiados en el río Subachoque) el mejor conjunto de parámetros del modelo de transporte y decaimiento para representar adecuadamente las concentraciones observadas de CT y *E.coli* y sólidos suspendidos totales (SST).

De acuerdo con la metodología GLUE (*Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*, Beven y Binley, 1992) para el análisis de sensibilidad e incertidumbre del modelo, se encontró que el modelo de salida en todos los casos se encuentra contenido dentro de las bandas de confianza del 5% de incertidumbre.

Se encontró el valor promedio de las tasas totales de decaimiento k_p del grupo de bacterias Coliforme Total de 5.66 d^{-1} para el río Subachoque y de 9.18 d^{-1} para el río Teusacá, y tasas totales de decaimiento promedio de la especie de bacterias *Escherichia coli* de 7.41 d^{-1} y de 10.32 d^{-1} en



estos ríos respectivamente. Los valores encontrados son consistentes con los reportados en la literatura por Bowie *et al.* (1985), Barcina *et al.* (1986) y Beaudeau *et al.* (2001)

Por otra parte, los resultados encontrados permitieron establecer que el principal mecanismo de pérdida de bacterias coliformes es a través de los efectos de la radiación solar en la superficie del agua, ya los resultados de calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de coliformes totales establecieron que el principal componente en la tasa de decaimiento total es la pérdida por efecto de la radiación solar en la superficie del agua. Las principales variables que rigen este mecanismo son la intensidad de la radiación solar en la superficie del agua, el coeficiente de extinción de luz en la columna de agua, la profundidad de la lámina de agua, y la concentración de SST.

Adicionalmente los resultados permitieron definir que el segundo mecanismo que domina el decaimiento de bacterias coliformes en ríos de montaña es la pérdida por efectos de la sedimentación de los sólidos suspendidos totales. En este caso las principales variables que rigen el decaimiento son la velocidad de sedimentación, la profundidad de la lámina de agua y la concentración de SST.

Se definió la tasa de decaimiento k_p de coliformes totales para el río Teusacá en un valor promedio de 9.18 d^{-1} , variando entre 6.91 d^{-1} y 10.77 d^{-1} . Este rango de k_p comprueba una alta variabilidad de la tasa de pérdida de acuerdo con las condiciones hidráulicas e hidrológicas de la corriente. Se obtuvieron valores más altos para condiciones específicas de caudal alto ($Q > 1.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). El valor promedio de k_p para *E. coli* fue mayor que para CT (10.32 d^{-1}).

Similar comportamiento se presentó en el caso del río Subachoque. La tasa de decaimiento calibrada k_p de coliformes totales con un valor promedio de 5.66 d^{-1} , variando entre 3.40 d^{-1} y 7.13 d^{-1} , también comprueba la variabilidad de la tasa de pérdida de acuerdo con las condiciones hidráulicas e hidrológicas de la corriente aunque en menor medida que para el río Teusacá. Se obtuvieron valores más altos de k_p para condiciones específicas de caudal alto ($Q > 0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). El valor promedio de k_p para *E. coli* fue mayor que para CT (7.41 d^{-1}).

Por medio de este estudio se pudo comprobar la hipótesis de que la hidrología e hidráulica de ríos de montaña afectan considerablemente la capacidad de autopurificación de las corrientes al afectar los procesos básicos de transporte y reacción. Los resultados encontrados en la calibración de las tasas de decaimiento de CT y *E. coli* permite corroborar que el proceso de decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña difiere del que ocurre en ríos de llanura o planicie, debido a la presencia alternada de zonas de rápidos y de estancamiento. Se evidenció que los efectos de la radiación solar en el cuerpo de agua poco profundo, el alto tiempo de retención hidráulico en las

zonas de piscina o estancamiento, la sedimentación en estas zonas y la alta reaeración que tiene el agua en las zonas de rápidos y cascadas promueven una mayor tasa de decaimiento de patógenos y por ende una mayor capacidad de autopurificación de la corriente que en los ríos de planicie.

1.8. Resumen de contenido.

Este documento está compuesto de 7 capítulos más las referencias, y 5 apéndices en los que se presenta, desarrolla y concluye sobre el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña colombianos.

En el primer capítulo (el presente) se introduce el estudio, se relacionan los antecedentes y el problema de investigación. Se define la pregunta, hipótesis y objetivos de la investigación. Se describe brevemente la metodología propuesta para el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña, y se relacionan los principales resultados encontrados en el estudio.

En el segundo capítulo se presenta una revisión de aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos haciendo énfasis en los organismos índices de contaminación microbiológica en el agua, *ie* el grupo de bacterias Coliforme Total (CT) y específicamente la especie *Escherichia coli* (*E. coli*). En el tercer capítulo se define el modelo y metodología propuestas para representar el transporte y decaimiento de CT y *E. coli* en ríos de montaña, aplicadas en los casos de estudio: el río Subachoque (Capítulo 4) y el río Teusacá (Capítulo 5).

En el capítulo 6 se presenta una discusión final sobre los resultados encontrados en el estudio. En el séptimo capítulo se presentan las conclusiones y recomendaciones del trabajo. Finalmente se presentan las referencias del documento en el capítulo 8.

2. REVISIÓN DE ASPECTOS RELACIONADOS CON EL TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE ORGANISMOS PATÓGENOS.

En este capítulo se hace una revisión de los aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos. Se definen los organismos patógenos índice elegidos: el grupo de bacterias Coliforme Total y la especie *Escherichia coli*. Adicionalmente se discute sobre la relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en las corrientes naturales y su incidencia en el abastecimiento del recurso en Colombia. Se presentan los principales factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de bacterias y se discute brevemente sobre los modelos disponibles en la literatura relacionados con el transporte y decaimiento de patógenos en ríos. El capítulo concluye con el resumen de las tasas de decaimiento de bacterias coliformes reportadas en varios estudios.

2.1. Organismos patógenos presentes en corrientes naturales.

El agua como elemento esencial para preservar la vida, debe abastecerse de manera adecuada y segura, garantizando con equidad su disponibilidad para la población mundial entera. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) el mejoramiento al acceso de agua potable segura se traduce en beneficios tangibles para la salud. En este sentido, todo esfuerzo en procura de un abastecimiento adecuado, seguro y equitativo debe garantizar agua potable de la mejor calidad como sea posible.

Por otra parte, teniendo en cuenta que la gran mayoría de problemas de salud relacionados con el agua son el resultado del grado de contaminación microbiana, bien sea ésta bacteriológica, viral, protozoaria o de otra índole biológica, es importante tener presente el apreciable número de problemas serios para la salud que pueden ocurrir como resultado de la contaminación del agua potable (OMS, 2006).

En términos generales, el mayor riesgo microbiológico está asociado con la ingestión de agua contaminada con heces humanas o animales (incluso de las aves). Las heces son una fuente de organismos patógenos, *i.e.* bacterias, virus y parásitos (e.g., protozoos y helmintos). Las heces humanas pueden contener una gran variedad de organismos patógenos intestinales que pueden causar enfermedades como la gastroenteritis moderada o severa, y/o enfermedades fatales como la disenteria, el cólera y la tifoidea, por hacer mención de algunas de ellas (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). Las enfermedades contagiosas causadas por estos organismos son las más comunes y endémicas, razón por la cual la carga que ejercen sobre la salud pública se determina teniendo en

cuenta la severidad de la enfermedad asociada con los patógenos, su grado de infectividad y la población expuesta (OMS, 2006).

Con el fin de definir lineamientos para garantizar que el abastecimiento de agua potable sea seguro frente a la contaminación microbiana la OMS (2006) recomienda el uso de múltiples controles dispuestos desde la captación hasta el consumidor que permitan prevenir la contaminación del agua potable o permitan reducir la contaminación hasta niveles no perjudiciales para la salud. Con el fin de mantener y proteger la calidad del agua tratada, los controles deben enfocarse hacia la protección de las fuentes de agua y hacia la apropiada elección, operación y administración de los sistemas de distribución. Como estrategia básica de control se tiene aquella en la que es prioritaria la administración del recurso en procura de la prevención o reducción de la descarga de organismos patógenos en las fuentes de agua, complementada con el aumento del nivel confianza en los procesos de tratamiento (OMS, 2006).

Según la OMS (2006) el objetivo principal para establecer el aseguramiento contra el riesgo microbiano está relacionado con el conocimiento de la contaminación por organismos patógenos presentes en las heces. Desde el punto de vista microbiano, la calidad del agua a menudo varía rápidamente abarcando un rango temporal amplio. A corto plazo, los picos en la concentración de patógenos pueden incrementar los riesgos considerablemente y pueden ser el inicio de una epidemia debido a la propagación de una enfermedad causada por el consumo de agua contaminada. Aún más, mientras la contaminación microbiana se detecta, el tiempo transcurre y muchas personas resultan expuestas. De aquí, que la confianza no debe ser puesta únicamente sobre el producto final, lo cual es muy frecuente para garantizar que el agua potable esté libre de agentes microbianos.

En este orden de ideas resulta indispensable el conocimiento de la presencia de microorganismos patógenos en las fuentes de abastecimiento de agua y en las fuentes receptoras con el fin de implementar las medidas de control pertinentes que permitan mantener y proteger la calidad del agua tratada y de las fuentes naturales.

Los organismos patógenos asociados con la contaminación del agua están funcionalmente divididos en cinco grupos: bacterias, virus, protozoos, helmintos y hongos (Chapra, 1997). A continuación se hace una breve descripción de los organismos patógenos índice de contaminación microbiológica utilizados en este trabajo (en el Apéndice I se presenta una versión extendida de esta revisión en la que se relacionan las enfermedades más comunes asociadas con la presencia de organismos patógenos en corrientes naturales).



2.1.1. Bacterias patógenas.

Las bacterias son organismos microscópicos, unicelulares que carecen de un núcleo bien definido y no contienen clorofila (Chapra, 1997). Las bacterias patógenas que se transmiten por el agua más conocidas son: *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Vibrio* y *Yersinia*. Otros organismos patógenos que ocasionalmente se encuentran son: *Mycobacterium*, *Pasteurella*, *Leptospira* y *Legionella* (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). La mayoría de las bacterias potencialmente patógenas transmitidas por agua infectan el tracto gastrointestinal y son excretadas en las heces de humanos infectados y otros animales. Sin embargo algunas otras, también patógenas como la *Legionella*, *Burkholderia pseudomallei* y las mycobacterias atípicas, pueden crecer en el agua y en los suelos. Las rutas de transmisión de éstas incluyen inhalación y contacto (baño) y causan infecciones en el tracto respiratorio, la piel o el cerebro (OMS, 2006).

Las cadenas patogénicas de *Escherichia coli*, en adelante *E. coli*, se presentan en grandes números dentro de la flora intestinal humana y de otros animales, donde en general no causan daño. Sin embargo, en otras partes del cuerpo, pueden causar enfermedades serias como las infecciones del tracto urinario, bacteremia y meningitis. *E. coli* ha sido identificada con base en diferentes factores de virulencia: *E. coli* enterohemorrágica (EHEC), *E. coli* enterotoxigénica (ETEC), *E. coli* enteropatógena (EPEC), *E. coli* enteroinvasiva (EIEC), *E. coli* enteroagregativa (EAEC) y *E. coli* difusivamente adherente (DAEC). Los serotipos de EHEC tales como *E. coli* O157:H7 y *E. coli* O111, son responsables de los cuadros diarreicos moderados hasta los altamente hemorrágicos. Entre el 2% y el 7% de los casos pueden desarrollar el síndrome hemolítico urémico (HUS), el cual es potencialmente fatal y se caracteriza por la falla renal moderada y anemia hemolítica. Los niños menores de 5 años son los más expuestos a desarrollar este síndrome (OMS, 2006).

Una descripción general de las bacterias patógenas presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

En la Tabla 1 se resumen las enfermedades más comunes asociadas con la presencia de organismos patógenos en corrientes naturales y que son relevantes en el suministro y abastecimiento de agua potable. También se presenta información adicional sobre los patógenos como su incidencia en la salud humana, persistencia en el medio, resistencia al cloro e infectividad relativa. No se relacionan todos los organismos patógenos que son transmitidos por medio del agua ya que el número de patógenos conocidos cuya ruta de transmisión es el agua, continúa incrementándose tanto en la medida en que son descubiertos organismos patógenos nuevos o previamente no reconocidos.

Tabla 1 Organismos patógenos transmitidos por agua contaminada y su significancia en el abastecimiento del agua (Adaptado de: OMS, 2006 complementado con Metcalf & Eddy, 1995; Kadlec y Knight, 1996).

Organismo patógeno	Importancia en la salud	Enfermedad	Persistencia en fuentes de agua*	Resistencia al cloro ^b	Infectividad relativa ^c	Fuente animal importante
Bacteria						
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Baja		Puede multiplicarse	Baja	Baja	No
<i>Campylobacter jejuni, C. coli</i>	Alta	Gastroenteritis, campylobacteriosis, meningitis	Moderada	Baja	Moderada	Si
<i>Clostridium</i> spp		Tétano				
<i>Escherichia coli</i> - Patogénica ^d	Alta	Gastroenteritis, bacteremia, meningitis	Moderada	Baja	Baja	Si
<i>E. coli</i> - Enterohemorrágica	Alta	Colitis hemorrágica	Moderada	Baja	Alta	Si
<i>Legionella</i> spp	Alta	Legionelosis	Multiplicación	Baja	Moderada	No
<i>Leptospira</i> (150 spp.)		Leptospirosis				
<i>Mycobacteria</i> no tuberculosa	Baja		Multiplicación	Alta	Baja	No
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Moderada		Puede multiplicarse	Moderada	Baja	No
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Fiebre Tifoidea	Moderada	Baja	Baja	No
<i>Salmonella</i> (1700 spp.)	Alta	Salmonelosis	Puede multiplicarse	Baja	Baja	Si
<i>Shigella</i> spp	Alta	Disenteria	Breve	Baja	Moderada	No
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Colera, gastroenteritis	Breve	Baja	Baja	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Alta	Yersiniosis	Prolongada	Baja	Baja	Si
Virus						
Adenovirus (31 especies)	Alta	Enfermedad respiratoria	Prolongada	Moderada	Alta	No
Enterovirus (67 especies)	Alta	Diarrea, enfermedad febril moderada, enfermedad respiratoria, poliomielitis	Prolongada	Moderada	Alta	No
Hepatitis A virus	Alta	Hepatitis infecciosa	Prolongada	Moderada	Alta	No
Hepatitis E virus	Alta		Prolongada	Moderada	Alta	En potencia
Agente Norwalk		Gastroenteritis				
Norovirus y sapovirus	Alta		Prolongada	Moderada	Alta	En potencia
Rotavirus	Alta	Gastroenteritis				
Rotavirus	Alta	Diarrea	Prolongada	Moderada	Alta	No
Protozoos						
<i>Acanthamoeba</i> spp	Alta		Prolongada	Alta	Alta	No
<i>Balantidium coli</i>		Disenteria				
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alta	Criptosporidiosis	Prolongada	Alta	Alta	Si
<i>Cyclospora cayenensis</i>	Alta		Prolongada	Alta	Alta	No
<i>Isospora baileyi</i>	Alta	Amebiasis	Moderada	Alta	Alta	No
<i>Giardia intestinalis</i>	Alta	Giardiasis, Hikers	Moderada	Alta	Alta	Si
<i>Naegleria fowleri</i>	Alta		Puede multiplicarse	Alta	Alta	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	Alta		Prolongada	Alta	Alta	Si
Helminto						
<i>Ascaris lumbricoides</i>		Ascariasis				
<i>Diphyllobothrium latum</i>		Gusanos planos en peces				
<i>Enterobius vericolaris</i>		Lombriz intestinal				
<i>Dicrocoelium medinensis</i>	Alta		Moderada	Moderada	Alta	No
Fasciola hepática		Enfermedades del hígado				
<i>Fasciolopsis buski</i>		Enfermedades intestinales				
<i>Hymenolaps nana</i>		Gusanos planos				
<i>Opisthorchis</i> spp		Infecciones del ducto biliar				
<i>Schistosoma</i> spp.	Alta	Esquistosomiasis	Breve	Moderada	Alta	Si
Taenia spp		Gusanos planos				
<i>Trichouris trichura</i>		Gusanos con forma de látigo				
Hongo						
<i>Aspergillus fumigatus</i>		Aspergilosis				
<i>Candida albicans</i>		Infecciones por hongos				

*Período de detección para la fase infectiva en agua a 20 °C: breve, hasta 1 semana; moderada, 1 semana a 1 mes; prolongada, mayor que 1 mes. ^bCuando la fase infectiva está libremente suspendida en agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales. ^cResistencia moderada, el agente no puede ser destruido completamente. ^dDeterminada a partir de experimentos con humanos voluntarios o evidencia zoológica. ^eIncluye enteropatógena, enterotoxigénica y enteroinvasiva.



Con el fin de ampliar sobre la incidencia de los organismos patógenos en la salud humana, se recomienda la lectura de Westrell (2004) quién presenta una revisión sobre la transmisión de las enfermedades infecciosas en el medio ambiente reportando la ocurrencia de enfermedades epidémicas asociadas con el consumo de agua potable y aguas recreacionales, así como las enfermedades asociadas con la reutilización de aguas residuales y lodos. Así mismo presenta, como parte de los resultados de varios estudios, concentraciones de organismos patógenos en aguas superficiales, tasas de inactivación de patógenos en heces y tasas de decaimiento de patógenos en corrientes superficiales (*Campylobacter*, *E. coli* enterohemorrágica, virus entéricos, hepatitis A, *Salmonella*, rotavirus, adenovirus, *Giardia*, *Cryptosporidium*).

2.1.2. Relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en corrientes naturales e incidencia en el abastecimiento del recurso.

Según Pond *et al.* (2004) las enfermedades gastrointestinales son, en su mayoría, la consecuencia de un sistema sanitario inadecuado y de una baja calidad del agua. Prüss y Havelaar (2002) afirman que 2.4 millones de muertes se presentan por causa de estas enfermedades, lo cual a escala global, las posiciona en la sexta causa más alta de mortalidad y tercera en la lista de morbilidad. Prüss *et al.* (2002) estiman que a nivel global, el 5.7% de la carga en mortalidad que imponen las enfermedades se debe a la baja calidad del agua, sanidad e higiene. Esta carga en la salud la soportan básicamente las poblaciones de los países en desarrollo y los niños.

Según OMS y UNICEF (2000) al inicio del año 2000, el 18 % de la población mundial (1.1 billones de personas) no tenían acceso a un adecuado suministro de agua y el 39 % de la población mundial (2.4 billones de personas) carecían de acceso a un apropiado sistema sanitario. La mayoría de esta población habita en Asia y África. El abastecimiento de agua potable y el sector sanitario debe enfrentar enormes retos en las próximas décadas. Se espera que las poblaciones urbanas de África, Asia, y Latino América y el Caribe aumenten dramáticamente.

La población urbana de Latinoamérica y el Caribe se espera que se incremente por lo menos en un 50% durante los próximos 25 años. Basándose en información sobre el 99 % de la población de Latinoamérica y el Caribe, el reporte de la OMS y la UNICEF (2000) sobre la Evaluación Global del Abastecimiento de Agua y Sanidad, establece que la región tiene relativamente altos niveles de servicio. Por ejemplo, la cobertura total del abastecimiento de agua aproximadamente beneficia al 85% de la población, mientras que la sanidad total es ligeramente menor, ya que cubre al 78%.

De acuerdo con OMS y UNICEF (2000), la población colombiana se beneficia de la cobertura de servicios públicos en 91% para abastecimiento de agua potable y 85% en sanidad. En general, la población urbana cuenta con agua potable en un 98% y la cobertura en sanidad alcanza el 97% de la población. En cuanto a la población rural, la proporción de estos servicios es del 73% y 51%, respectivamente. Sin embargo, teniendo en cuenta de que éstas son cifras alentadoras, aún se requieren esfuerzos importantes para estar a la par con los países desarrollados (96% de abastecimiento de agua y 92% de cobertura sanitaria para Europa y 100 % para ambos sectores en Estados Unidos de América y Canadá) (OMS y UNICEF, 2000).

Adicionalmente y según el Informe Nacional de la Calidad del Agua para el año 2004 (SSP, 2005) la población afectada por el suministro de agua no potable en Colombia, se concentra en su mayoría en los municipios con una población menor a 50.000 habitantes. De 279 municipios analizados cuya población total, para el 2004, se estima de 27'325.348 habitantes, se suministra agua no apta para el consumo humano a 184 municipios que concentran el 28% de la población afectada, correspondiente a 7.635.652 habitantes.

El mismo Informe señala que en cuanto al cumplimiento de los valores admisibles en los análisis organolépticos y fisicoquímicos, señalados en el Decreto 475 de 1998 en los artículos 7, 8, 9 y 10, 60 prestadores de servicios públicos incumplieron en 64 municipios con dichos valores, lo que representa un 22% de los prestadores y un 26% del total de municipios servidos, correspondiente a un 12% del total de la población muestreada es decir 3.277.371 habitantes.

Un caso más dramático se presenta al evaluar el cumplimiento de los valores admisibles en los análisis microbiológicos señalados en el artículo 25 del Decreto en mención. 130 prestadores del servicio público de acueducto suministran agua no apta desde el punto de vista microbiológico en ciento setenta y siete (177) municipios, lo que representa un 72% de los prestadores evaluados y el 63% de los municipios servidos y un 27,2% de la población correspondiente a 7'429.884 habitantes.

El "Water Supply and Sanitation Collaborative Council (WSSCC)" como una parte del plan de trabajo que lidera el Segundo Foro Mundial del Agua realizado en La Haya en marzo de 2000, establece como objetivo para el año 2025 que se provea de agua, sanidad e higiene para toda la población mundial.

2.2. Organismos índice.

En general el monitoreo y análisis de organismos patógenos específicos tiene una aplicación limitada debido en parte a la complejidad al costo y los requerimientos de tiempo de realización de análisis y obtención de resultados. El muestreo y análisis de microorganismos, parte fundamental



del monitoreo operacional, vigilancia y control, se limita a utilizar organismos indicadores tanto para determinar la efectividad de las medidas de control, así como un índice de contaminación fecal (OMS, 2006).

De acuerdo con la OMS (2006) el concepto del uso de organismos indicadores como una señal de contaminación fecal es una práctica bien establecida en la evaluación de la calidad de las aguas naturales, consumo humano y mantenimiento del hábitat. Para definir un organismo como indicador éste debe: 1) por sí mismo no ser patógeno; 2) estar presente en las heces humanas y animales en grandes números; 3) no multiplicarse en aguas naturales; 4) persistir en agua de manera similar a los organismos patógenos fecales; 5) estar presente en un número mucho mayor que los patógenos fecales; 6) responder a los procesos de tratamiento de manera similar a los patógenos fecales; y 7) ser fácilmente detectable por medio de métodos sencillos y económicos.

Adicionalmente la OMS (2006) señala que claramente un indicador no puede satisfacer con todos los criterios en mención. De aquí la importancia de indagar sobre las desventajas de utilizar indicadores tradicionales, *e.g.* *E. coli*, como sustitutos de virus entéricos y organismos protozoarios, y se han propuesto indicadores alternativos de organismos patógenos como los bacteriófagos y las esporas bacterianas.

En esta instancia es importante distinguir entre las pruebas microbiológicas realizadas con el fin de detectar la presencia de organismos patógenos fecales y las técnicas para medir la efectividad de los procesos y/o tratamientos. Por tanto es necesario distinguir los términos **índice** e **indicador**. Un organismo índice es aquel que señala la presencia de organismos patogénicos, *e.g.* un índice de patógenos fecales. Un organismo indicador es aquel que es usado para medir la efectividad de un proceso, *e.g.* un indicador de proceso o un indicador de desinfección (OMS, 2006).

Los métodos de monitoreo empleados habitualmente para detectar microorganismos potencialmente patogénicos en aguas naturales se basan en el cultivo y enumeración de indicadores de bacterias fecales (*i.e.* coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli* y *Streptococcus* fecales (Wilkinson *et al.* 1995; Chapra, 1997; Simpson *et al.*, 2002). Otros organismos patógenos utilizados como indicadores son: *Clostridium perfringens*, los organismos colifagos y fagos de *Bacteroides fragilis*, y los virus entéricos. Adicionalmente es bien reconocido el conteo de bacterias heterotróficas HPC (del inglés *Heterotrophic Plate Count*).

Los **coliformes totales** son un amplio grupo de bacterias anaerobias facultativas, gram-negativas que forman bacilos sin esporas, con forma de caña, capaces de crecer en presencia relativamente alta de concentraciones de sales biliares, con capacidad de fermentar lactosa y producir gas y ácido

aldehído dentro de 24 ± 2 h a 48 ± 3 h a temperaturas de 35 ± 0.5 °C. Existen tanto en suelos contaminados como no contaminados y están presentes en las heces fecales de los animales de sangre caliente (OMS 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005; Chapra, 1997; Metcalf & Eddy, 1995). El grupo coliforme incluye cuatro géneros de la familia enterobacteriácea: *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, y *Enterobacter*.

En muchos países se emplea como índice el grupo más estrecho, el género *Escherichia* especie *E. coli* (Figura 1) por considerarse como el índice más representativo de las fuentes de contaminación fecal (OMS, 2006). *E. coli* es un miembro del grupo de bacterias coliforme fecal. Por tanto su presencia en el agua es indicador de contaminación fecal. En la literatura (Haydon y Deletic, 2006; OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005; Beaudreau *et al.*, 2001; Chapra 1997) es bien reconocida esta especie como un indicador de la contaminación fecal del agua. Esto se debe, en parte, a que es un buen sustituto de organismos patógenos como *Salmonella Typhi* y aunque en general es benigna, muchas cadenas de *E. coli* son patogénicas (ADWG, 2004). Debido a que en muchas circunstancias las poblaciones de Coliformes termotolerantes son compuestas predominantemente de *E. coli* se considera este grupo como un índice de menor confianza pero aceptable de contaminación fecal. *E. coli* (o los Coliformes termotolerantes alternativos) se consideran como el primer organismo de elección en los programas de monitoreo de calidad de agua (OMS, 2006).



Figura 1. Registro micrográfico electrónico de *E. coli* (Rocky Mountain Laboratories, NIAID, 2008)

Sin embargo, es importante tener en cuenta las limitaciones de utilizar una especie específica como organismo índice, *e.g.* Brooks *et al.* (2004), señalan una dificultad que se presenta cuando se utiliza *E. coli* como índice, relacionada con la capacidad que tiene de crecer en aguas naturales fuera del animal que la hospeda. Adicionalmente esta especie es en mayor medida más sensible a los procesos de desinfección que otros organismos más resistentes a éstos (*e.g.* virus entéricos y organismos protozoarios). Esto hace que *E. coli* o los coliformes termotolerantes alternativos no sean indicadores confiables de la presencia del virus en abastecimientos de agua potable como la



hepatitis A y E (OMS, 2006). En la literatura (Haydon y Deletic, 2005; Hipsey, 2007; Tonner-Klank *et al.*, 2007; Bordalo *et al.*, 2002) se presentan varios estudios que indican las limitaciones que resultan de utilizar bacterias como indicadores de virus y protozoarios.

2.2.1. Organismos índice elegidos

Los organismos patógenos presentes en la materia fecal que se propagan vía oral son la causa dominante de las enfermedades transmitidas por las corrientes naturales y el agua en los embalses de suministro (OMS, 1996). Por consiguiente el grupo de bacterias que se consideran en el presente estudio son aquellos que esencialmente siguen una ruta de infección fecal-oral y que tienen en general un alto impacto en la salud humana y animal. Por consiguiente la lista de organismos patógenos presentada en la Tabla I se reduce para considerar únicamente las bacterias del grupo coliforme. Adicionalmente la información disponible permite utilizar uno de los más comunes indicadores de bacterias en aguas naturales, *E. coli* ya que es bien reconocida su habilidad para indicar la contaminación fecal del agua, al ser un buen sustituto de organismos patógenos como *Salmonella Typhi*. Aunque por lo general es más benigna, algunas cadenas de *E. coli* también son patógenicas. Adicionalmente y de acuerdo con ADWG (2004) *E. coli* o en general los coliformes termotolerantes, se recomiendan como organismos indicadores adecuados para identificar la posible presencia de patógenos provenientes de la contaminación fecal. Sin embargo, aunque el muestreo de los coliformes termotolerantes puede ser simple, *E. coli* es mejor indicador que otros coliformes termotolerantes (*e.g.* algunas especies de *Klebsiella*, *Citrobacter* y *Enterobacter*).

En US EPA (2003) se ha establecido que las mediciones de *E. coli* y turbiedad en sistemas de agua pública permiten detectar altas concentraciones de *Cryptosporidium* en la fuente de agua. Adicionalmente, debido al tamaño promedio de *Cryptosporidium parvum* entre 3.0 μm y 5.0 μm (importante tener en cuenta el tamaño promedio de los otros microorganismos patógenos: bacterias, 0.1 μm - 15 μm ; *Giardia*, 5 μm - 10 μm ; virus, 0.01 μm - 0.1 μm) otros microorganismos índice pueden ser usados como subrogados para el propósito de conteo de microorganismos específicos a partir de las pruebas por microfiltración (MF), ultrafiltración (UF) y microfiltración con cartucho (MCF). Muchos microorganismos utilizados en los estudios de evaluación por filtración con tamaños menores que 1 μm pueden considerarse como determinantes conservativos que subrogan al *Cryptosporidium*. De aquí que *E. coli* (tamaño entre 1 μm y 4 μm) se utiliza como determinante que subroga al *Cryptosporidium* (EPA, 2003).

E. coli es el coliforme termotolerante más común presente en las heces (típicamente mayor en un 90 por ciento) y es considerado como el indicador más específico de contaminación fecal reciente. Está presente casi siempre en el intestino de los humanos y otros animales de sangre caliente.

Usualmente se encuentra en alto número en la materia fecal reciente con densidades mayores que 10^9 organismos por gramo, lo cual facilita su identificación. A pesar de que la presencia de *E. coli* en el agua potable indica contaminación reciente no es posible determinar fácilmente si la presencia de esta bacteria en muestras de agua es de origen humano, ya que los animales (incluso las aves) pueden hospedar organismos patógenos humanos intestinales. En definitiva la presencia de cualquier cadena de *E. coli* es indicador del potencial riesgo en la salud.

Adicionalmente se considera el grupo coliformes totales que incluye las bacterias *E. coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y otras enterobacterias, a pesar de las limitaciones bien conocidas de este grupo como indicador de organismos patógenos, debidas en parte a que estas bacterias pueden estar presentes como habitantes normales en el suelo y en el agua, con habilidad para crecer en gran número y en ausencia de contaminación (excepto *E. coli*) si las condiciones del medio son adecuadas. No obstante, este grupo es útil como indicador (junto con otros parámetros) de organismos patógenos en el monitoreo operacional.

En esta investigación se utiliza tanto el grupo coliforme total como índice general de la presencia de organismos patógenos en las aguas de los ríos Teusacá y Subachoque, y como organismo índice específico de contaminación fecal la especie *E. coli*.

Las técnicas estándar establecidas para la determinación de concentraciones de *E. coli* y Coliformes Totales en aguas naturales son fermentación en tubos múltiples (Standard Methods 9221; APHA/AWWA/WEF, 2005) y filtración por membrana (Standard Methods 9222; APHA/AWWA/WEF, 2005).

2.2.2. Caracterización de la tasa de decaimiento de bacterias

Con el fin de hacer comparables los resultados de estudios relacionados con la supervivencia de bacterias en ríos, en la literatura se proponen dos descriptores principales (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Chapra, 1997; Beaudreau *et al.*, 2001): la tasa de decaimiento k_p y el tiempo T_{90} (lapso en el que población decae hasta el 90% de su valor inicial). Varias investigaciones (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Crane y Moore, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Beaudreau *et al.*, 2001) definen la tasa de decaimiento a partir de la dinámica de una población inicial de bacterias alóctonas cuyo decaimiento se representa por medio de una cinética de primer orden, *i.e.* un decaimiento exponencial del número de bacterias N con el tiempo t como lo describe la ley de Chick:

$$\frac{dN(t)}{dt} = -k_p N(t), \text{ con } k > 0 \quad [1]$$



Este modelo es simple y eficiente en ciertas circunstancias prácticas (Beaudeau *et al.*, 2001). Su único parámetro, el coeficiente de decaimiento k_p , es a menudo reemplazado por $K = k_p/2.3$, el cual corresponde al uso de los logaritmos decimales para el conteo de bacterias:

$$\ln N(t) - \ln N(t_0) = -K(t - t_0) \quad [2]$$

donde t_0 es el tiempo inicial del proceso de decaimiento. K , usualmente se expresa en h^{-1} , y por tanto es el inverso del tiempo T_{90} [h] el cual es el tiempo requerido para reducir la población de bacterias en un 90%. Dado que T_{90} es el tiempo que tarda la población inicial en decaer un ciclo de $1 \log_{10}$ a partir del valor inicial. Si $t = T_{90}$, por definición, en T_{90} , $\log_{10} N_0 - \log_{10} N_{T_{90}} = 1$, i.e. $K=1/T_{90}$

El coeficiente de decaimiento varía de acuerdo con la naturaleza y estado fisiológico de las bacterias. Los experimentos de laboratorio establecen un estado de microcosmos fuera del sitio de estudio, bien sea éste río o mar, que puede no corresponder a las condiciones hidrológicas, hidráulicas y ecológicas reales del medio (Beaudeau *et al.*, 2001). Por tanto, es importante determinar este coeficiente a partir de ensayos realizados directamente en la corriente natural o cuerpo de agua. De aquí que en esta investigación se prefieran hacer mediciones directas sobre las corrientes de interés. Adicionalmente y debido a esta limitación, es importante tener en cuenta, como lo afirman Wilkinson *et al.* (1995), que la comparación directa de las tasas de decaimiento de diferentes estudios debe tratarse con suma precaución, ya que las tasas de decaimiento reportadas en la literatura (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Crane y Moore, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Beaudeau *et al.*, 2001) tienen una alta variación. Wilkinson *et al.* (1995) señalan que los factores ambientales son la principal causa de esta alta variación.

En el Apéndice 2 se presenta en forma detallada los resultados de los estudios en mención.

2.3. Factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de organismos patógenos

Con el fin realizar una evaluación más realista del riesgo asociado con la presencia de organismos patógenos en cuerpos de agua, es necesario identificar y comprender las variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de estos organismos en corrientes naturales. Se requiere inicialmente el conocimiento, entendimiento y la adecuada representación de los procesos de advección, difusión turbulenta, dilución y decaimiento de organismos patógenos en corrientes superficiales naturales, lagos y embalses. Estos procesos son fundamentales para evaluar los impactos ambientales de las cargas contaminantes vertidas a las corrientes, e identificar la infraestructura apropiada y requerida para el tratamiento de las aguas, así como para definir el

caudal ambiental en aquellos sitios donde la demanda por el recurso es intensiva. Resulta indispensable el conocimiento de estos procesos para estimar el impacto real de los vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento o con niveles parciales de tratamiento en las fuentes hídricas de montaña del territorio colombiano y de otros países de la región, y de esta manera poder cuantificar la capacidad de asimilación de estas corrientes (Camacho, 2006).

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores Bowie *et al.*, 1985; Barcina, 1986; Crane y Moore, 1986; Chapra, 1997; Brookes *et al.*, 2004; Haydon y Deletic, 2006; Gamboa, 2008; Manrique, 2008; Torres y Camacho, 2008, establecen como principales factores del decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales los siguientes:

1) Características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático:

- pH
- porosidad
- contenido de materia orgánica
- textura y distribución del tamaño de partículas
- composición elemental
- salinidad
- efectos osmóticos
- toxicidad química
- potencial de oxidación-reducción

2) Condiciones ambientales:

- temperatura
- radiación solar e inactivación de patógenos
- humedad y precipitación

3) Interacciones bioquímicas y biológicas entre organismos:

- depredación de patógenos
- supervivencia en sedimentos
- disponibilidad de nutrientes
- presencia de sustancias orgánicas

4) Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución:

- régimen de flujo e hidráulica de la corriente
- propiedades de adsorción y adherencia
- procesos de difusión
- procesos de coagulación y agregación (floculación)



- procesos de sedimentación, y resuspensión

Dentro de las características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático se tienen el pH, la porosidad de los sedimentos en el lecho del río, el contenido de materia orgánica de los sedimentos y de las partículas en suspensión, así como la textura, distribución del tamaño de partículas y composición elemental de éstos. También es importante la salinidad, los efectos osmóticos, la toxicidad química de la corriente y el potencial de oxidación-reducción. A continuación se describen brevemente estas características.

2.3.1. pH

Aparentemente el pH, el contenido de metales pesados, y la presencia de sustancias quelatantes influyen en el decaimiento de coliformes. Sin embargo, la importancia de cada uno de estos factores no es clara aún (Bowie *et al.*, 1985). Sin embargo, Wilkinson *et al.*, (1995) señalan que las investigaciones realizadas para determinar la relación entre el nivel de pH y la supervivencia de las bacterias focales en aguas superficiales naturales y suelos permiten establecer que los valores extremos de pH inducen un aumento de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes, *e.g.* medios con pH entre 3 y 4 tienen un efecto favorable en la mortalidad de bacterias. Adicionalmente, Cohen en 1922 ya había establecido que el óptimo de supervivencia de bacterias se encuentra cuando el pH del medio se encuentra entre 5 y 6.4. Esta afirmación la confirman los estudios de McPeters y Stuart en 1992 con los cuales se establece que la tasa de decaimiento de *E. coli*, determinada mediante ensayos de diálisis en cámara a 10 °C, es menor para niveles de pH entre 5.5 y 7.5 y aumenta rápidamente al cambiar el pH más allá de estos valores. Este comportamiento se ilustra en la Figura

2.

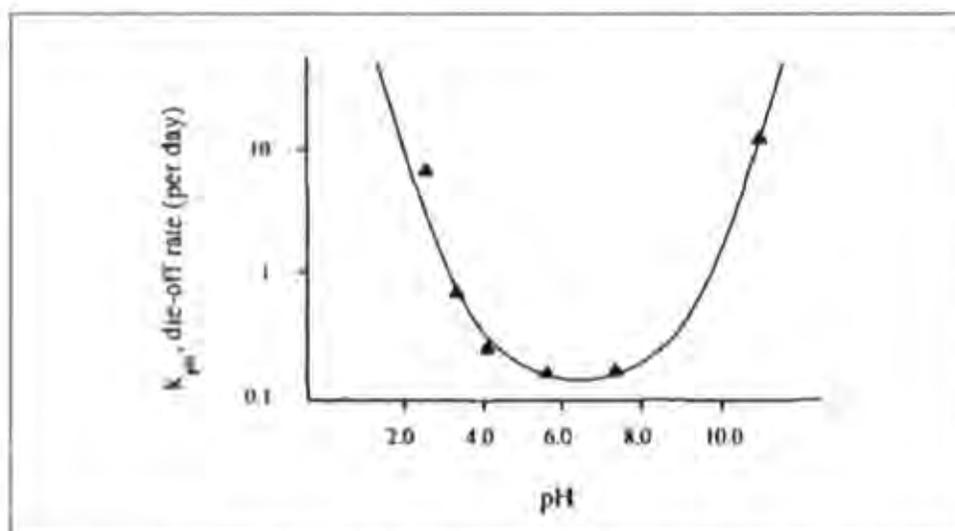


Figura 2. Modelo (línea sólida) obtenido a partir de las observaciones (triángulos sólidos) de la tasa de decaimiento de *E. coli* para varios niveles de pH (Wilkinson *et al.*, 1995).

2.3.2. Metales pesados y potencial de óxido reducción

Bowie *et al.* (1985) señalan que la presencia de metales pesados tiene un efecto mediador en las tasas de desaparición de *E. coli*. El potencial de óxido reducción, a través de su efecto sobre soluciones de metales pesados, también afecta las tasas de decaimiento y puede influenciar la tasa de desaparición, aunque al respecto no hay reportes extensivos (Bowie *et al.*, 1985).

2.3.3. Salinidad

Los ambientes marinos presentes en las zonas costeras, estuarios, bahías y demás cuerpos de agua salobres, tienden a ser entornos poco apropiados para el crecimiento de bacterias debido a la concentración de sal en el agua. Bordalo *et al.* (2002) señalan en una de sus investigaciones que no hay un crecimiento neto de unidades formadoras de colonias en aguas de estuarios bajo ninguna condición, incluso reportan que los Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales decrecen marcadamente al entrar en contacto con aguas naturales de estuarios con salinidad variable.

Los efectos inactivadores y destructores de bacterias coliformes debido a la radiación solar al combinarse con los niveles de salinidad del medio aceleran el decaimiento de los índices fecales particularmente en medios con alta salinidad (Bordalo *et al.* 2002).

Brookes *et al.* (2004) afirman que existe un efecto sobre la viabilidad de *Cryptosporidium* sólo a concentraciones por encima de 20 ppt (20 g l⁻¹). La organización mundial de la salud recomienda que la salinidad del agua potable debe estar por debajo de 0.48 g l⁻¹, y debido a que la mayoría de las fuentes de agua superficial tienen concentraciones de salinidad menores que este límite, el impacto de la salinidad sobre la inactivación de *C. parvum* es despreciable. No obstante, las variaciones en la salinidad de la escorrentía superficial (*e.g.* liberación de gallinaza u otro tipo de abono) tienen un impacto sobre transporte y decaimiento de patógenos.

2.4. Condiciones ambientales determinantes en el decaimiento de organismos patógenos.

Siguiendo a Brooks *et al.* (2004), Haydon y Deletic (2006) la persistencia de organismos patógenos en un ambiente acuático es función tanto de la supervivencia como del transporte. Diferentes organismos persisten durante lapsos diferentes. De aquí que el modo dominante de inactividad o mortalidad varíe significativamente. Los factores ambientales que controlan la inactividad de organismos patógenos son: temperatura, salinidad, presión, radiación solar (visible y UV), depredación por organismos mayores en la cadena alimenticia, y la disponibilidad de oxígeno y nutrientes. Sin embargo, la radiación de luz solar y la temperatura son los mayores mecanismos de inactividad aunque la depredación puede llegar a ser significativa para algunos organismos. El



decaimiento de patógenos es por lo general más rápido a altas temperaturas debido al efecto letal de radiación UV de la luz solar que actúa cerca a la superficie del agua.

Con relación al serotipo *E. coli* O157:H7 en aguas de lagos y ríos, éste presenta un rango contrastante de persistencia en aguas superficiales, teniendo escenarios en los que los organismos sobreviven mejor en aguas de lagos con baja carga de nutrientes que en las corrientes superficiales. Sin embargo es importante resaltar que no existe una correlación clara entre las características físico químicas medidas y la supervivencia de este serotipo, lo cual indica que combinaciones de factores o de otras características sin medición controlan la tasa de decaimiento (Avery *et al.*, 2008). Esta afirmación establece la importancia de hacer mediciones de campo para identificar las principales variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos con el fin de reducir la incertidumbre del modelo propuesto y tener una representación más realista de dichos procesos.

2.4.1. Temperatura

Bowie *et al.* (1985) señalan que la temperatura es el factor que influencia en mayor medida, si no todos, los demás factores. La temperatura es el más importante modificador de la tasa de decaimiento, especialmente en agua fresca y en la oscuridad. Varios estudios se han enfocado en determinar los efectos de la temperatura del agua sobre la infectividad y/o viabilidad de organismos patógenos como el *Cryptosporidium* (Brookes *et al.*, 2004). Los resultados presentados sugieren que la tasa de inactivación de *C. parvum* está controlada por la temperatura, y es relativamente independiente de la matriz de suspensión, *i.e.* las tasas de inactivación de *C. parvum* en el agua y en descargas con alto contenido de materia fecal tienen tasas de decaimiento dentro del mismo orden de magnitud a la misma temperatura. Sin embargo en 1999, Olson *et al.* encuentran que los cistos y oocistos se degradan más rápidamente en las heces y el suelo debido, presumiblemente, a la función antagonista de los microbios y/o la depredación. No obstante los resultados que se obtienen de este último estudio en mención deben usarse con precaución debido al bajo número de repeticiones realizadas (Brookes *et al.*, 2004).

Con relación a los efectos de la temperatura en la determinación de la tasa de decaimiento y con el fin de comparar valores, se acostumbra a convertir los valores de k_T al valor correspondiente a temperatura estándar de 20 °C utilizando la formulación de Arrhenius

$$k_{20^{\circ}\text{C}} = k_T \theta^{20-T} \quad [3]$$

donde $k_{20^{\circ}\text{C}}$ es la tasa de decaimiento a una temperatura de 20 °C y k_T es la tasa para una temperatura T dada, y θ es el coeficiente de temperatura para la reacción. Varios autores (Chapra, 1997;

Sperling, 1997; Pelletier y Chapra, 2006) definen un valor para θ igual a 1.07. Willinkinson *et al.* (1995) definen el coeficiente θ como la pendiente de la curva definida por la ecuación,

$$\theta = \frac{\log_{10}k_{T_2} - \log_{10}k_{T_1}}{T_2 - T_1} \quad [4]$$

donde T_1 y T_2 son las temperaturas k_{T_1} y k_{T_2} son las tasas de decaimiento a éstas temperaturas. En la Tabla 2 se presentan algunos valores de θ reportados en varios estudios para determinar la influencia de la variación de temperatura sobre la tasa de decaimiento en aguas y limpias y contaminadas con descargas residuales.

Tabla 2. Resumen de valores de θ reportados en varios estudios. El coeficiente θ es la pendiente de temperatura que afecta la tasa de decaimiento en aguas limpias y contaminadas (Wilkinson *et al.*, 1995).

Fuente	θ	Referencia
Rios limpios	0.0449	Evison (1988)
	0.0381	Flint (1987)
	0.0511	McFeters and Stuart (1972)
Aguas contaminadas por descargas residuales	0.0131	Qin <i>et al.</i> (1991)
	0.0136	Flint (1987)

Independiente del tipo de técnica utilizada para estimar k_p , es importante cuantificar, hasta donde sea posible, aquellas variables que pueden afectar k_p . De aquí, que al estimar los niveles de luz durante el tiempo en el que se determina k_p , se comprueba que obviar los efectos de los factores relevantes en el decaimiento de bacterias, en este caso la intensidad de la radiación solar, puede conducir a serios errores.

Los valores asociados de k_p reportados por Bowie *et al.*, (1985) presentan una variación entre 1.38 d^{-1} en la oscuridad y 24.00 d^{-1} al medio día. Se infiere que la estimación de un único valor diurno de k_p puede resultar mayor que los errores del orden de magnitud.

2.4.2. Radiación solar e inactivación de patógenos

La radiación solar es un factor importante en el decaimiento de organismos patógenos. Altos niveles pueden incrementar considerablemente la tasa en comparación a la tasa obtenida en condiciones de oscuridad. La tasa de decaimiento tiende a aumentar bajo los efectos de la radiación solar en mayor medida en agua fresca que en el agua de mar (Bowie *et al.*, 1985).

Brookes *et al.* (2004) hacen mención a las investigaciones realizadas por Garvey *et al.* en 1998 y Sinton *et al.* en 2002, en las cuales se examina la inactivación de un rango de bacterias y bacteriófagos debida a la radiación solar. En estos estudios se encuentra que las tasas de inactivación por radiación solar, como una función de la radiación solar acumulada, es más de 10 veces mayor que la tasa de inactivación en la oscuridad correspondiente. Adicionalmente, nótese la



incidencia de la época en la que se determina la tasa de decaimiento de organismos indicadores, verano o invierno.

2.4.3. Coeficiente de extinción para la intensidad de la radiación solar

Brookes *et al.* (2004) establecen que la inactivación debido a la exposición solar y ultravioleta puede representarse de acuerdo con una función de decaimiento exponencial similar a la de la temperatura:

$$C(t) = C_0 e^{-k_{UV} I_{UV} t} \quad [5]$$

donde $C(t)$ es la concentración viable de organismos patógenos, en este caso oocistos de *Cryptosporidium*, en el tiempo t , C_0 es la concentración inicial de organismos, k_{UV} es el coeficiente de decaimiento de luz UV, y I_{UV} es la intensidad de luz UV. Siguiendo a Chapra (1997), Brookes *et al.* (2004), Pelletier y Chapra (2006) se estableció que la intensidad de la radiación solar está descrita por una función exponencial equivalente a la ley de Beer-Lambert,

$$I_{UV}(z) = I_{UV(sup)} e^{-\mu z} \quad [6]$$

donde $I_{UV}(z)$ es la intensidad de luz UV en función de la profundidad z , $I_{UV(sup)}$ es la intensidad en la superficie del agua, μ es el coeficiente de atenuación para la luz UV. Chapra (1997), Pelletier y Chapra (2006) establecen una ecuación homóloga para la intensidad de la radiación solar en donde el coeficiente μ es reemplazado por un coeficiente de atenuación o extinción k_s :

$$PAR(z) = PAR_0 e^{-k_s z} \quad [7]$$

donde PAR es la radiación fotosintética activa (del inglés *Photosynthetically Active Radiation*), z es la profundidad de la lámina de agua y el subíndice 0 se refiere a la superficie del agua (la PAR en la superficie del agua se asume como una fracción fija de la radiación solar en la superficie, *i.e.* $PAR_0 = 0.4 I_0$).

Brookes *et al.* (2004) con base en los estudios de Kirk en 1994 y de Morris *et al.* en 1995, establecen que el coeficiente de atenuación para la radiación de luz UV es una función de la concentración de carbono orgánico disuelto, y establecen que los coeficientes de atenuación para UV son diferentes que aquellos que se calculan para la radiación fotosintética activa. En los estudios en lagos de Morris *et al.* se obtienen mediciones de μ entre 0.1 y 40 m^{-1} .

Por su parte Pelletier y Chapra (2006) establecen que el coeficiente de extinción puede calcularse en función de la concentración de sólidos suspendidos inorgánicos m_i [$mgD L^{-1}$]; la concentración de detritos m_o [$mgD L^{-1}$]; la concentración de fitoplancton a_p [$mgA m^{-3}$]; la concentración de algas en el fondo a_b , el espesor de la capa de sedimentos H_i ; y el coeficiente base que tiene en cuenta la

extinción debida al agua y el color k_{ab} [m^{-1}]. En la Ecuación [8] se presenta la relación entre k_e y las variables en mención, y en la Tabla 3 se presentan los valores sugeridos de los coeficientes para el cálculo de k_e .

$$k_e = k_{ab} + \alpha_i m_i + \alpha_o m_o + \alpha_p a_p + \alpha_{pm} a_p^{2/3} + \alpha_{mac} a_b / H_i \quad [8]$$

donde α_i , α_o , α_p , α_{pm} y α_{mac} son constantes que tienen en cuenta los impactos de los sólidos inorgánicos suspendidos [$L \cdot mgD^{-1} \cdot m^{-1}$], materia orgánica particulada [$L \cdot mgD^{-1} \cdot m^{-1}$], clorofila [$L \cdot \mu gA^{-1} \cdot m^{-1}$ y $(L \cdot \mu gA^{-1})^{2/3} \cdot m^{-1}$], y macrófitas [$m^3 \cdot gD^{-1} \cdot m^{-1}$], respectivamente. Las demás variables han sido definidas anteriormente.

Tabla 3. Valores sugeridos para los coeficientes de extinción de luz (Pelletier y Chapra, 2006).

Coefficiente	Valor	Referencia
α_i	0.052	Di Toro (1978)
α_o	0.174	Di Toro (1978)
α_p	0.0088	Riley (1956)
α_{pm}	0.054	Riley (1956)
α_{mac}	0.01	Ikusima, 1970 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)
α_{mac}	0.006	Titus and Adams, 1979 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)
α_{mac}	0.013 a 0.019	Titus and Adams, 1979 (<i>Vallisneria americana</i>)
α_{mac}	0.024	Van der Bijl <i>et al.</i> , 1989 (<i>Potamogeton pectinatus</i>)

Bowie *et al.* (1985), Wilkinson *et al.* (1995), Chapra (1997), Pelletier y Chapra (2006) establecen de acuerdo con los estudios independientes en 1978 de Mancini, y de Chamberlin y Mitchell, que si las celdas de bacterias se encuentran uniformemente distribuidas con la profundidad, *i.e.* la columna de agua está verticalmente mezclada, es posible calcular la intensidad de la radiación solar promedio en la columna de agua \bar{I} a partir de la siguiente expresión:

$$\bar{I} = I_0 \left(\frac{1 - e^{-k_e H}}{k_e H} \right) \quad [9]$$

dónde I_0 es la intensidad de la radiación solar en la superficie, H es la profundidad de la lámina de agua y k_e se definió con anterioridad.

Wilkinson *et al.* (1995) establecen que los estudios de Pommepuyet *et al.* en 1992 comprueban una relación entre la materia suspendida SM y el coeficiente de extinción dada por la relación:

$$k_e = 0.22SM^{0.78} \quad [10]$$

En agua fresca el 73% de la atenuación de la luz es debida a la materia suspendida. La materia orgánica disuelta también contribuye a este efecto (Wilkinson *et al.*, 1995).



A manera de referencia vale la pena considerar los estudios de Martins *et al.* (2001) en los que se determinan el coeficiente de extinción de luz en el hábitat pantanoso del Estuario Montego (7 Km de longitud y área de aproximadamente 1072 ha), localizado en la costa Atlántica de Portugal, el cual es alimentado por el río Pranto. Los resultados permiten concluir que el coeficiente de extinción para la radiación de luz solar promedio es de 5.59 m^{-1} para otoño (precipitación acumulada de 75.8 mm), mientras que para invierno, primavera y verano (precipitación acumulada de 0, 40.8 y 0 mm, respectivamente) el coeficiente promedio es de 1.55, 1.99 y 1.92 m^{-1} , respectivamente. Estos autores sugieren que los coeficientes de extinción más altos se obtienen cuando el caudal se incrementa, lo cual se debe al efecto significativo de la resuspensión de sólidos en suspensión en los sedimentos.

Adicionalmente, Martins *et al.* (2001) sugieren que el incremento en los coeficientes de extinción debidos a turbidez alta en la columna de agua contribuye a la disminución de la cantidad de luz disponible para la fotosíntesis. Adicionalmente, indican que la cantidad de materia en suspensión en la columna de agua influenciará las tasas de fotosíntesis durante las horas de marea altas, y como resultado, el crecimiento de macro algas será por supuesto más baja en cualquier momento que la velocidad del flujo de agua sea más alta.

La tasa de decaimiento de organismos patógenos debido a los efectos de la radiación solar puede calcularse como (Bowie *et al.* 1985; Chapra, 1997; Pelletier y Chapra, 2006):

$$k_{bl} = \alpha I \quad [11]$$

donde α es una constante de proporcionalidad. Es importante resaltar que la tasa de decaimiento debida a los efectos de la radiación solar depende de factores como la latitud del sitio de medición, el día del año, y las condiciones atmosféricas específicas, *i.e.* el porcentaje de cobertura de nubes, el porcentaje de sombra y los efectos de la contaminación. En la Figura 3 se presentan los resultados de varias investigaciones relacionadas con el decaimiento de bacterias coliformes fecales debido a la intensidad de la radiación solar. Puede inferirse que las tasas de decaimiento por radiación solar tienden a ser más altas en las corrientes superficiales naturales que en lagos de agua fresca y lagunas de aguas residuales, más no así en el agua de mar.

2.4.4. Efecto combinado: temperatura-radiación solar

Siguiendo a Bowie *et al.* (1985), en los estudios de Lantrip en 1983 se presentan modelos dependientes de la temperatura y la luz, basados en una serie de estudios de cámara realizados en agua fresca para caracterizar el decaimiento de CT, CF y EF. Tres modelos fueron propuestos, todos con la misma estructura:

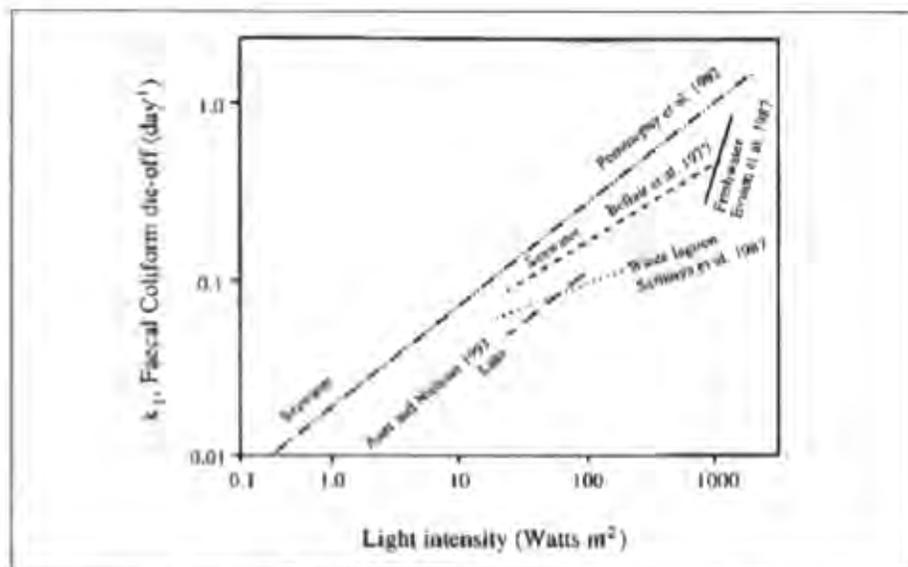


Figura 3. Regresiones obtenidas de varios estudios para la tasa de decaimiento de bacterias coliformes fecales en función de la intensidad de la luz (Wilkinson *et al.*, 1995).

$$k^* = k_{d,20} \theta^{T-20} + aI \quad [12]$$

donde k^* es la tasa de decaimiento de bacterias considerando los efectos de temperatura y radiación solar; $k_{d,20}$ es la tasa de decaimiento en la oscuridad a 20°C; θ es el coeficiente para la corrección por efectos de la temperatura; y las demás variables se han definido con anterioridad. Los coeficientes y las desviaciones estándar asociadas para los tres modelos se determinaron por medio de métodos de regresión no lineal. En la Tabla 4 se presentan los valores obtenidos de estos coeficientes.

Tabla 4. Parámetros estimados por Lantrip en 1983 para los modelos multi-factor para el decaimiento de bacterias. (Adaptado de Bowie *et al.*, 1985).

Indicador	n	Error estándar de la regresión	$k_{d,20}$ [d ⁻¹]	θ	a [cm ² cal ⁻¹]
CT estimado	38	0.362	0.722	1.089	0.0022
Error estándar			0.106	0.021	0.0007
CD estimado	41	0.480	0.732	1.098	0.0038
Error estándar			0.137	0.028	0.0008
BF estimado	36	0.459	0.706	1.086	0.0050
Error estándar			0.120	0.023	0.0008

2.5. Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución de organismos patógenos

Básicamente existen dos mecanismos de transporte de bacterias en corrientes superficiales: el almacenamiento temporal de bacterias almacenadas en el lecho del canal y el movimiento de los



organismos suspendidos en el flujo. La sedimentación, almacenamiento y la subsecuente resuspensión de organismos son algunos de los procesos más importantes en el transporte de bacterias coliformes (Wilkinson *et al.*, 1995). Los estudios de Van Donsel y Geldreich en 1971, Matson *et al.* en 1978 y Stephenson y Rychert en 1982 (Wilkinson *et al.*, 1995) concluyen que las densidades de las colonias de *E. coli* en el fondo del lecho de la corriente pueden ser hasta 1000 veces mayores que en la columna de agua. Este resultado lo confirman el estudio de Buckley *et al.* (1998) realizado en los lechos y columnas de agua de los estanques de una reserva de bosque subtropical en Queensland, Australia. Las concentraciones de bacterias (*Citrobacter*, *E. coli*, *Enterobacter*, *klebsiella sp.*, *int al.*) en los sedimentos del lecho reportadas son aproximadamente 1000 veces mayores que en la columna de agua (i.e. del 95%, 750-1500x). De aquí, los resultados de estas investigaciones ponen de manifiesto la relevancia de considerar estos procesos en la modelación del decaimiento de CT y *E. coli*.

2.5.1. Proceso de sedimentación

El proceso de sedimentación de las bacterias coliformes fecales se rige por los factores que intervienen para aumentar el potencial de sedimentación, la adherencia de partículas y la formación de flóculos o conglomerados. Estos factores tienden a incrementar las tasas de sedimentación y por ende la remoción de organismos patógenos de la columna de agua (Wilkinson *et al.*, 1995).

Estudios efectuados por Matson *et al.* en 1978 para medir aguas arriba y aguas abajo de una descarga de un efluente de alcantarillado la relación entre la concentración de bacterias en la columna de agua y en el lecho, revelan que aguas arriba de la descarga la relación estadística entre la concentración de bacterias en la columna de agua y en el lecho es lineal, i.e. se encuentran en equilibrio. Caso contrario hacia aguas abajo de la descarga ya que se encontró que la concentración de bacterias era mayor en los sedimentos. Esfuerzos limitados en la modelación han conducido al estudio dinámico y explícito del impacto de los sedimentos en el transporte de las bacterias fecales (Bai y Lung, 2005).

Un importante estudio (Bai y Lung, 2005) aplica un marco de modelación basado en el modelo del Código Ambiental de la Dinámica de Fluidos (EFDC, del inglés *Environmental Fluid Dynamics Code*) que permite modelar explícitamente tanto las bacterias fecales libres en suspensión como las asociadas a las partículas. Dentro del modelo se incorpora una relación lineal de adsorción para obtener una concentración de sedimentos que depende de la relación de adherencia. Los flux de depositación y resuspensión de bacterias fecales a través de la interface lecho-sedimento pueden ser calculados al acoplar los flux de depositación y resuspensión de los sedimentos.

Estos autores utilizan el modelo para investigar el impacto de los sedimentos bajo diversas condiciones, considerando que las contribuciones de bacterias fecales de los sedimentos del lecho y de la escorrentía pueden ser modeladas separadamente y explícitamente. Definen como parámetros la velocidad de sedimentación, el esfuerzo cortante crítico asociado con las propiedades de los sedimentos, las cuales son específicas del sitio y varían considerablemente. Por simplicidad, parametrizan idénticamente las propiedades de los sedimentos y los parámetros para todos los escenarios de prueba.

Los valores de los parámetros definidos por Bai y Lung (2005) en su modelo fueron seleccionados con base en varios estudios de transporte de sedimentos. La velocidad de sedimentación la establecen en $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ($8.64 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$); el esfuerzo cortante crítico para la resuspensión lo establecen en $0.4 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$; la porosidad definida es de 0.5; y el peso específico de los sedimentos del lecho se establece en 2.5.

Rauter *et al.* (2005) estudian el transporte y transformación de materia orgánica particulada en corrientes receptoras de descargas de aguas residuales. El sitio de estudio es un tramo de 660 m de longitud del río de quinto orden Kleine Erlauf (Gresten, Austria), el cual presenta un caudal anual promedio de $250 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. El canal de la corriente se caracteriza por la secuencia de rápidos y piscinas con una serie de cascadas artificiales, ancho promedio de 5 m y pendiente longitudinal del fondo de 0.003. El tamaño medio de las partículas es de $71 \mu\text{m}$ (mínimo $4 \mu\text{m}$, máximo $650 \mu\text{m}$). Los experimentos del estudio fueron realizados en condiciones de flujo base (entre 70 y $90 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ para el verano del 2003). Los experimentos consistían en inyectar dentro de la cabecera de la corriente materia orgánica particulada fluorescente y monitorear el transporte y destino hacia aguas abajo. Los resultados establecen velocidades de sedimentación de $12.10 \pm 2.59 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. En la Tabla 5 se resumen los resultados.

Adicionalmente, otros autores reportan los valores medios para la velocidad de sedimentación de sedimentos limosos en las desembocaduras de ríos en el mar, estuarios y bahías. Las velocidades de sedimentación promedio para las cargas de limo se encuentran variando entre $0.6 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ y $27 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. En la Tabla 6 se presentan las velocidades de sedimentación medias relacionadas con el porcentaje de lodo limoso de la corriente y la pendiente longitudinal del canal. Todos las regresiones son significativas ($p < 0.05$) (Kamp-Nielsen *et al.*, 2002).

2.5.2. Concentración de sólidos suspendidos

Siguiendo a Chapra (1997) la concentración de sólidos suspendidos en aguas naturales está relacionada con el peso seco de las partículas. Las concentraciones varían ampliamente desde



valores bajos de $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para aguas extremadamente claras hasta valores superiores a $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para aguas con alta turbiedad.

Tabla 5. Variables para el transporte de SDPOM determinadas a partir de tres ensayos. (Adaptado de Rauter *et al.*, 2005).

Ensayo	Distancia de transporte [m]	Velocidad de sedimentación [$\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$]
1	131	12.10
2	171	9.50
3	178	14.69

Tabla 6. Velocidades de sedimentación media para los sitios de estudio (Adaptado de Kamp-Nielsen *et al.*, 2002).

Sitio, río	% Lodo	Pendiente longitudinal [%]	R ²	Velocidad de sedimentación media [$\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$]
El Nido, Mantag	71	0.046	0.96	27.0
El Nido, Demet	88	0.050	0.98	8.2
Bolímaco, Alamoses	87	0.060	0.95	0.6
Bolímaco, Boro	75	0.049	0.89	15.3
Pak Phansong, Pak Phansong	89	0.034	0.70	12.1
Trang, Trang	83	0.048	0.86	9.1
Trang, Fahar	95	0.042	0.82	5.8

Dada la importancia del transporte de sedimentos en corrientes naturales en la modelación de la calidad del agua, se recomienda la revisión del estudio Clavijo (2002). En este se presentan las formas de transporte de sedimentos, las ecuaciones para cargas de lecho de fondo, en suspensión y totales de lecho. Adicionalmente se definen elementos de modelación de la calidad del agua, especialmente relacionados con la definición de modelos de transporte de sedimentos que consideran los mecanismos de advección y dispersión en corrientes naturales, así como las interacciones entre el flujo y los sedimentos. El resultado final del estudio es la definición, calibración y análisis de bondad de ajuste de modelos de una zona y de dos zonas basados en las ecuaciones de balance para la carga suspendida y la carga de lecho de fondo. La aplicación de los modelos propuestos se hace con datos experimentales del río Bogotá.

Adicional al estudio de Clavijo, Manrique (2007) propone una extensión tanto del modelo ADE (*Advection Dispersion Equation*, Rutherford, 1994), como del modelo ADZ para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión. Los modelos matemáticos se calibran y validan con datos de campo de los ríos de montaña de los Andes colombianos: Teusacá y Subachoque. Los parámetros de calibración del modelo de transporte de sólidos totales en suspensión son la: 1) la porosidad de los sedimentos del fondo del canal (Φ); 2) la velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión (V_s); 3) la velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos

del fondo (V_r). Los resultados a partir de la calibración del modelo ADZ para los subtramos de estudio del río Subachoque permiten establecer valores promedios para Φ de 0.892, V_s de 0.651 y V_r de 3.84×10^{-4} (Tabla 7).

Tabla 7. Parámetros de calibración para el modelo ADZ extendido para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión en subtramos del río Subachoque. Φ = porosidad de los sedimentos del fondo del canal, V_s = velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión; V_r = velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos del fondo (Adaptado de: Manrique, 2007).

Sitio, río	Subtramo	Campaña	Φ	V_s [m d ⁻¹]	V_r [m d ⁻¹]	
Subachoque	1	1	0.885	0.484	1.56E-06	
		2	0.940	1.192	5.36E-06	
		3	0.921	1.227	3.20E-06	
	2	1	0.870	3.888	4.32E-06	
		2	0.923	3.46E-05	1.56E-04	
		3	0.887	1.037	6.22E-06	
	3	1	0.870	3.46E-04	6.05E-04	
		2	0.860	0.994	5.62E-06	
		3	0.869	4.92E-05	7.52E-04	
	4	1	0.890	3.89E-05	9.94E-04	
		2	0.942	0.622	1.90E-06	
		3	0.901	0.320	6.22E-06	
	5	1	0.870	7.26E-06	1.73E-03	
		2	0.879	1.73E-07	4.58E-04	
		3	0.867	1.90E-06	1.04E-03	
	Promedio			0.892	0.651	3.84E-04

2.5.3. Coeficiente de partición y fracción de bacterias adheridas a las partículas

Para modelar las bacterias fecales en macro-escala, el proceso de adsorción (en inglés "sorption") Bai y Lung (2005) lo consideran como un proceso de adsorción (en inglés "adsorption") lineal reversible como lo sugiere Chapra (1997). Jamieson *et al.* (2005) asumen adsorción irreversible para modelar la pérdida de *E. coli* por sedimentación bajo condiciones de flujo permanente con el argumento de que los mecanismos de adherencia pueden ser dominantes para la adsorción de bacterias mediante fuertes corrientes de agua dulce de potencia iónica baja. Sin embargo según Bai y Lung (2005) otros estudios realizados en aguas subterráneas muestran que la adsorción lineal reversible es una mejor representación de la adherencia de bacterias fecales a las partículas de los sedimentos.

Con la suposición de la adsorción lineal, la fracción de bacterias fecales asociadas a los sedimentos y libres en suspensión puede ser calculada tanto en la columna del agua y en el lecho de sedimentos a partir de las ecuaciones descritas a continuación (Chapra, 1997):

$$E_w = \frac{1}{1 + k_d m} \quad [13]$$

$$E_r = \frac{k_d m}{1 + k_d m} \quad [14]$$



donde F_w es la fracción de bacterias fecales libres en suspensión en la columna de agua, F_p es la fracción de bacterias fecales asociadas a los sedimentos, k_d es el coeficiente de partición [$L \cdot mg^{-1}$], m es la concentración de sólidos suspendidos en la columna de agua [$mg \cdot L^{-1}$].

En el lecho de sólidos en suspensión, la fracción de bacterias fecales libres en suspensión se calcula como:

$$F_w = \frac{1}{1 + K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}} \quad [15]$$

$$F_p = \frac{K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}}{1 + K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}} \quad [16]$$

donde β_B es la densidad específica de los sedimentos del lecho [$mg \cdot L^{-1}$] y ϵ es la porosidad del sedimento.

Bai y Lung (2005) y Chapra (1997) establecen que el *flux* de depositación fecal es únicamente calculado para la parte asociada a las partículas cuando el esfuerzo cortante es menor que el esfuerzo cortante crítico para la depositación. Si el esfuerzo cortante en el fondo es mayor que el esfuerzo de corte crítico para la resuspensión, el *flux* de resuspensión es calculado para las bacterias fecales totales ya que ambas las bacterias fecales asociadas a las partículas libres son resuspendidas cuando el lecho de sedimentos es erodado. Consideran parámetros como la velocidad de sedimentación, los esfuerzos de corte críticos y propiedades relacionadas con los sedimentos, las cuales son específicas del sitio y varían considerablemente. Los valores fueron seleccionados de varios estudios relacionados con transporte de sedimentos.

Los valores del coeficiente de partición k_d reportados en la literatura son únicamente para bacterias en aguas subterráneas con una magnitud de 10^{-4} a $10^{-6} L \cdot mg^{-1}$ (Bai y Lung, 2005; Gantzer *et al.*, 2001; Lindqvist and Enfield, 1992; Reddy and Ford, 1996). De acuerdo con el estudio de Mahler *et al.* (2000) es de esperar que el coeficiente de partición en la columna de agua sea mucho mayor que el rango en mención (Bai y Lung, 2005). En el estudio de Bai y Lung (2005) establecen un valor de k_d de $0.01 L \cdot mg^{-1}$ para obtener una relación de adherencia alrededor del 70% cuando la concentración de sedimentos en la columna de agua alcanza $200 mg \cdot L^{-1}$. En la Figura 4 se ilustra el impacto del asentamiento de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua para concentraciones de sedimentos y bacterias normalizadas entre 0 y 1.

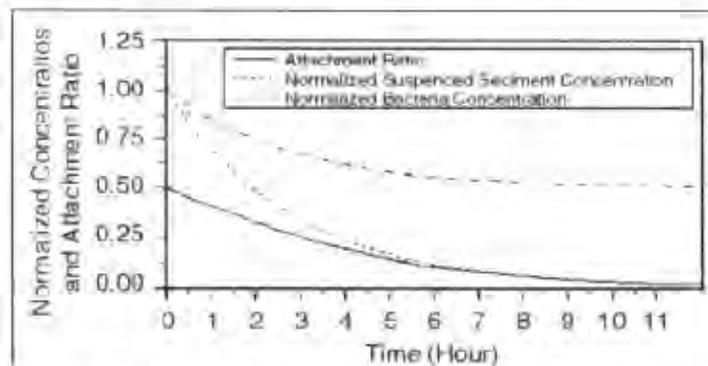


Figura 4. Impacto del asentamiento de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua.

Con relación al impacto del proceso de resuspensión en el transporte y destino de bacterias fecales Bai y Lung (2005) consideran que cuando el fondo de sedimentos es erodado cuando el esfuerzo cortante es suficiente y por tanto las bacterias y los sedimentos son resuspendidos en la columna de agua. Con el fin de determinar el efecto de la resuspensión simulan dos escenarios de bacterias fecales en corrientes bajo condiciones de lavado “fuerte” y “débil”. Para esto se definió una concentración inicial de bacterias de 0 unidades por litro en la columna de agua y de 10000 unidades por litro en el lecho de sedimentos. El flujo generado tiene la capacidad de resuspender los sedimentos del fondo.

En la Figura 5 y en la Figura 6 se ilustran los resultados de los dos escenarios de flujo. En ambos escenarios la concentración de las bacterias fecales aumenta rápidamente en la misma medida que lo hace la resuspensión de sedimentos. La diferencia entre los dos escenarios radica en la recesión de las bacterias fecales ya que las concentraciones de bacterias decrecen a la misma tasa que los sedimentos suspendidos en el escenario de lavado “fuerte”. El decrecimiento de la tasa de adherencia debido al descenso de las concentraciones de sedimentos en suspensión no reduce la tasa de remoción de bacterias fecales en el área de modelación lo que indica que el principal mecanismo de transporte es la advección horizontal. El impacto del proceso de adsorción en la columna de agua es mínimo ya que tanto las bacterias fecales libres y adheridas se remueven rápidamente. En el escenario de lavado “débil”, las bacterias fecales permanecen en la columna de agua mucho más que los sedimentos en suspensión. El transporte de bacterias fecales depende de los sedimentos suspendidos después de que la concentración de sedimentos se reduce a 0 (Bai y Lung, 2005).

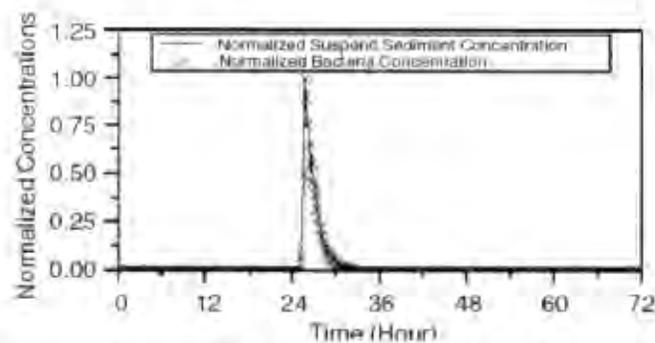


Figura 5. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado “fuerte” en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).

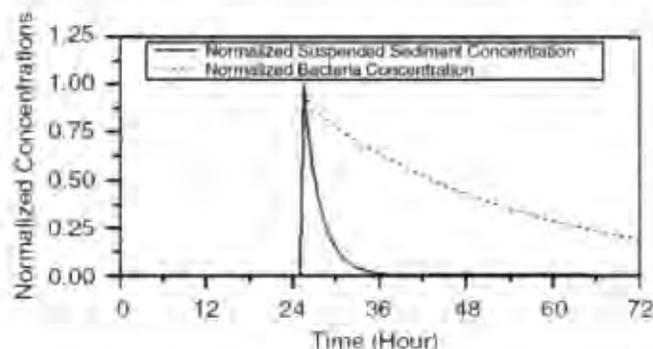


Figura 6. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado “débil” en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).

2.6. Modelos de transporte y decaimiento de organismos patógenos

Es importante tener presente que el sistema a modelar es un conjunto de elementos y procesos con una complejidad tal que resultaría casi imposible de representar matemáticamente por completo de no ser por la aplicación de representaciones simples, suposiciones y limitaciones, discretizaciones y demás mecanismos que permiten reducir el número de procesos y variables contempladas en la modelación. Para ilustrar esto, se presenta en la Figura 7 (Haydon y Delectic, 2006) los procesos de transporte y acumulación de organismos patógenos analizando el sistema en un nivel de cuenca. Como procesos superficiales se tiene los aportes directos de materia fecal en la superficie, los procesos de dispersión y transporte por medio de la precipitación y la escorrentía superficial, los depósitos y pérdidas directas en la superficie de la corriente, los procesos de dispersión y transporte en la corriente. A nivel subsuperficial se tienen como procesos de infiltración, adiciones carga contaminante desde pozo sépticos y pérdidas debidas al transporte subsuperficial. En definitiva el sistema es complejo y abarca varios procesos. Sin embargo un modelo puede abarcar un conjunto específico de procesos de acuerdo con el medio ambiente a modelar. En este trabajo el enfoque es el

de la modelación de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña.



Figura 7. Acumulación de organismos patógenos y procesos de transporte a nivel de cuenca. El área de modelación que considera el modelo para el transporte y decaimiento de organismos propuesto corresponde a los procesos e interacciones únicamente dentro de la corriente.

Varios modelos de calidad del agua son reconocidos en la literatura y que han sido empleados en la modelación del transporte y distribución de organismos patógenos, específicamente bacterias coliformes totales y/o *E. coli*, i.e. SIMCAT (*SIMulation of CATchments*; CEC, 2000; EA, 2006), TOMCAT (*Temporal/Overall Model for CATchments*), QUAL2E (Brown y Barnwell, 1987), MIKE (*Danish Hydraulics Institute*; DHI, 2008), HEC RAS (*Hydrologic Engineering Center – River Analysis System*; Bruner, 2008), utilizan un modelo básico para el decaimiento de organismos patógenos basado en un decaimiento de primer orden. Este modelo es simple y eficiente en ciertas circunstancias prácticas debido a que su único parámetro, el coeficiente de decaimiento k_p puede determinarse a partir de ensayos de laboratorio o aplicando un procedimiento de calibración objetiva con base en mediciones de campo. En este capítulo se describen los procesos contemplados en la modelación y se presenta la formulación matemática del modelo propuesto para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Los modelos en mención se basan fundamentalmente en el modelo de transporte de solutos de Advección-Dispersión (ADE, e.g. Rutherford, 1994).



Dentro de los modelos revisados los que representa de manera más completa el decaimiento de organismos patógenos son los modelos QUAL2E (Brown y Barnwell, 1987) y MIKE 11 (DHI, 2008), en el sentido de que acoplan un modelo para las variables atmosféricas y meteorológicas, y consideran el transporte de sólidos suspendidos totales. La ventaja de QUAL2E sobre MIKE 11 es que representa adecuadamente condiciones anóxicas en la corriente.

2.6.1. Modelación de organismos patógenos en QUAL2Kw

El modelo QUAL2Kw (Pelletier y Chapra, 2006), última versión del modelo QUAL2E, modela el decaimiento de organismos patógenos considerando que la muerte de patógenos se debe a un decaimiento natural y la radicación solar (Chapra, 1997). La muerte de patógenos en la ausencia de luz se modela como un decaimiento de primer orden en función de la temperatura y de una tasa de decaimiento debido a la radiación solar que se basa en la ley de Beer-Lambert:

$$k_{bt} = k_{dx} + \alpha_{path} \frac{I(0)/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) \quad [17]$$

donde $k_{bt}(T)$ es la tasa de decaimiento de patógenos debido a los efectos de la temperatura [d^{-1}], α_{path} es la constante para el decaimiento inducido por los efectos de la radiación solar [$d^{-1} \cdot ly \cdot h^{-1}$]. α_{path} puede considerarse aproximadamente igual a 1 (Thoman y Mueller, 1987). $I(0)$ es la radiación solar en la superficie del agua [$cal \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1} = ly \cdot d^{-1}$], k_e es el coeficiente de extinción de luz [m^{-1}] y H es la profundidad del agua.

La tasa de decaimiento de organismos patógenos debido a la sedimentación es:

$$k_{bs} = \frac{v_s}{H} \quad [18]$$

donde v_s es la velocidad de sedimentación de patógenos [$m \cdot d^{-1}$]. En general QUAL2Kw estima la concentración de organismos patógenos S_x como:

$$S_x = - \left(k_{dx}(T) + \alpha_{path} \frac{I(0)/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) + \frac{v_s}{H} \right) x \quad [19]$$

El coeficiente de extinción se relaciona con las variables del modelo mediante la Ecuación [8].

2.6.2. Modelación de organismos patógenos en MIKE

El modelo hidrodinámico Mike 11 desarrollado por el Instituto Danés de Hidráulica (DHI, 2008) es un modelo unidimensional de hidrodinámica completa que puede aplicarse en el estudio de la dinámica de ríos y de calidad del agua. Incluye módulos que pueden ser adicionados para simular los procesos de advección y dispersión, el transporte de sedimentos, el proceso de eutroficación, los procesos lluvia – escorrentía y la calidad del agua. El módulo de calidad del agua permite la

modelación de DBO, oxígeno disuelto y *E. coli*, aunque no incluye los ciclos completos de oxígeno o nitrógeno (Cox, 2003; Irvine, *et al.*, 2005).

El modelo hace parte de un conjunto de programas comercializados por el propio DHI y otros consultores del Reino Unido y Europa. El modelo ha sido desarrollado a partir del sistema 11 del DHI publicado originalmente en 1972 y permite simular la dinámica de los movimientos del agua en un río o corriente natural y en estuarios. MIKE-11 ha sido usado ampliamente como un modelo hidráulico para la protección contra inundaciones y como un modelo de calidad del agua como parte de la metodología para la Administración de la Polución Urbana, la cual es utilizada para evaluar el impacto de descargas intermitentes sobre ríos y estuarios. Gracias a que es un modelo que contempla una hidrodinámica completa es capaz de modelar secciones de ríos bajo la interacción de las mareas así como en aplicaciones de agua dulce (Cox, 2003).

El transporte de solutos en el modelo es simulado por medio del módulo de advección – dispersión que resuelve la misma ecuación unidimensional de conservación de masa como en QUAL2E, sin embargo MIKE-11 provee una solución dinámica. Adicionalmente este módulo permite simular decaimientos de primer orden para los determinantes.

Las versiones 11, 21 y 3 de MIKE en su módulo de calidad del agua ECO Lab metodológicamente define dos grupos de coliformes: coliformes totales y coliformes fecales. El decaimiento de las bacterias entéricas se modela como una reacción de primer orden de acuerdo con las consideraciones de Crane y Moore (1986), sin embargo DHI (2008b) señala que la tasa de decaimiento es altamente variable debido a la interacción de los factores ambientales y afirma que de acuerdo con los resultados de Mancini (1978) los principales factores son la radiación solar, la temperatura y la salinidad. De aquí que se defina la tasa de mortalidad de bacterias coliformes (total o fecal) se expresa de acuerdo con los factores en mención:

$$k_p = k_{d0} \cdot \theta_s^{(sal)} \cdot \theta_I^I \cdot \theta_T^{(T-20)} \quad [20]$$

donde k_p es la tasa de decaimiento de bacterias coliformes totales o fecales [día^{-1}], k_{p0} es la tasa de decaimiento a 20 °C a una salinidad de 0‰ y en la oscuridad [día^{-1}], θ_s es el coeficiente de salinidad para la tasa de decaimiento, sal es la salinidad [‰], θ_I es el coeficiente de intensidad de radiación solar para la tasa de decaimiento, I es la intensidad de radiación solar integrada sobre la profundidad [$\text{Kw}\cdot\text{m}^{-2}$], θ_T es el coeficiente de temperatura para la tasa de decaimiento, y T es la temperatura del agua [°C]. La temperatura se calcula como el resultado de la diferencia entre la energía solar en el día y la pérdida de energía debido a la radiación emitida en forma de calor.



La tasa de decaimiento a 20°C en agua fresca y en la oscuridad se estima en 0.80 día⁻¹ y el coeficiente de temperatura en 1.07. Estos son los valores del modelo por omisión.

El decaimiento de bacterias coliformes es descrita como:

$$\frac{dC}{dt} = k_p \cdot C \quad [21]$$

donde C es la concentración de bacterias coliformes [100^{-1} ml^{-1}] (DHI, 2008c).

En cuanto a los procesos de sedimentación MIKE realiza el cálculo de los movimientos verticales a partir de información de las capas por debajo o por encima en los sistemas de capas múltiples. En ECO Lab es posible especificar un tipo de proceso con movimiento vertical: sedimentación. Este es el proceso de transporte vertical hacia el fondo. La solución de una variable de estado con un proceso de sedimentación en un sistema de múltiples capas tiene en cuenta que una contribución de la variable de estado es recibida desde una capa superior (a no ser que sea una capa superficial). Cualquier variación en la discretización vertical se incluye en la solución en la solución numérica de la ecuación diferencial asociada con el proceso de sedimentación. Cuando se resuelve una ecuación diferencial que contiene un proceso de sedimentación, ECO Lab sustituye el proceso de sedimentación en la ecuación diferencial con la siguiente expresión:

$$\frac{dc_n}{dt} = \frac{-\text{settling}_{n-1} \cdot dz_{n-1} + \text{settling}_n \cdot dz_n}{dz_n} \quad [22]$$

donde settling_{n-1} es la expresión especificada por el usuario para la tasa de cambio de la variable de estado de concentración en la capa n debida al transporte por los procesos de sedimentación desde la capa $n-1$ hacia la capa n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$]; settling_n es la expresión especificada por el usuario para la tasa de cambio de la variable de estado de concentración en la capa n debida al transporte por los procesos de sedimentación desde la capa $n+1$ hacia la capa n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$]; dz_n es el espesor de la capa n [m] y dz_{n-1} es el espesor de la capa $n-1$ [m].

En cuanto a la forma en que ECO Lab tiene en cuenta la penetración de luz en la columna de agua se recurre a una función basada en la ley de Lambert Beer. En sistemas de múltiples capas con variación vertical de los coeficientes de extinción, la expresión de Lambert Beer debe calcularse para cada una de las capas y por consiguiente la expresión como argumento utiliza el resultado de la expresión de Lambert Beer en la capa de arriba.

$$I_n = I_{n-1} e^{-\mu_n dz_n} \quad [23]$$

donde I_n es la luz disponible para la producción primaria en la capa actual n , I_{n-1} es la irradiancia en la capa de arriba, μ_n es el coeficiente de extinción y dz_n es el espesor de la capa. Nótese la similitud de esta expresión con las ecuaciones [6] y [7].

Finalmente y a manera de conclusión en la Tabla 8 se presentan los valores reportados en la literatura de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes. La ampliación de los resultados de los diferentes estudios en mención se presenta en el Apéndice I.

Tabla 8. Resumen de las tasas de decaimiento de bacterias coliformes k_p en corrientes naturales de acuerdo con varios estudios.

Estudio	Sistema	Condiciones específicas	k_p [d ⁻¹]
Bowie <i>et al.</i> (1985) después de Mitchell y Chamberlin (1978)	Río Ohio	Verano (20°C)	1.18
		Invierno (5°C)	1.08
	Cuenca alta del Río Illinois	Junio - Septiembre	2.04
		Octubre y mayo	2.52
		Diciembre - marzo	0.58
	Cuenca baja del Río Illinois	Abril y noviembre	1.03
		Junio-Septiembre	2.04
		Octubre y mayo	0.89
		Diciembre-marzo	0.62
		Abril y noviembre	0.70
	"Corriente somera turbulenta"		15.12
	Río Missouri	Invierno	0.48
	Río Tennessee (Knoxville)	Verano	1.03
	Río Tennessee (Chattanooga)	Verano	0.12
	Río Sacramento	Verano	1.73
Río Cumberland	Verano	5.52	
Río Slatt		26.40	
Río Leaf (Mississippi)		0.41	
Bowie <i>et al.</i> (1985)	Río North Fork Kings (California)	20°C	1.01
	Varias corrientes	20°C	0.01- 3.50
	Varias corrientes	20°C	1.01- 3.00
	Río Boise (Idaho)	20°C	0.48
	Estuarios de Long Island (New York)	20°C	0.48- 7.99
Barcina <i>et al.</i> , (1986)	1	16.5	2.04
	2	19.0	3.68
	3	21.5	3.94
	4	20.0	4.25
	5	18.5	2.12
	6	11.0	1.70
	7	9.0	1.60
	8	8.5	1.65
	9	8.0	1.75
	10	10.5	1.87
	11	13.5	1.75
	12	14.0	1.84
	13	18.5	1.94
	14	15.0	1.84
	15	24.0	5.52
	16	26.0	2.35
	17	14.5	1.84
	18	10.0	1.78



Estudio	Sistema	Condiciones específicas	k_p [d ⁻¹]
Beaudeau <i>et al.</i> , (2001)	Caudales entre 0.16 m ³ /s y 23 m ³ /s	Mínimo	0.22
		Percentil 5%	1.10
		Media	5.85
		Percentil 95%	22.91
		Máximo	41.07
Brookes <i>et al.</i> , (2004)	Río St. Lawrence	0.5 - 2.0 °C	0.0900
	Río St. Lawrence	11.2 - 20.8 °C	0.0900
	Agua natural superficial	35 °C	0.0550
Bowie <i>et al.</i> , (1985) después de Wallis, <i>et al.</i> , (1977)	Condiciones en laboratorio	Hora del día: 1	1.38
		6	2.91
		7	6.90
		8	12.00
		9	17.25
		10	22.08
		11	24.00
		18	8.24
		23	2.04
		24	1.62
Brookes <i>et al.</i> , (2004)	Efluente de laguna de estabilización Agua residual cruda en agua fresca de río	Coliformes fecales	6.3 (verano) / 3.3
			16.7 (verano) / 7.2 (invierno)
	Efluente de laguna de estabilización Agua residual cruda en agua fresca de río	E. coli	6.0 (verano) / 2.7 (invierno)
			16.7 (verano) / 8.0 (invierno)

A continuación en el siguiente capítulo se describen el modelo y la metodología propuestas y aplicadas en este estudio para representar el transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña.

3. MODELO Y METODOLOGÍA PROPUESTAS PARA REPRESENTAR EL TRANSPORTE Y DECAIMIENTO DE ORGANISMOS PATÓGENOS EN RÍOS DE MONTAÑA

En este capítulo se describen los procesos contemplados en la modelación y se presenta la formulación matemática del modelo propuesto en este trabajo para el transporte y decaimiento de organismos patógenos. De igual manera se definen las 7 etapas de la metodología propuesta y aplicada para el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña.

Con fines de estudiar los procesos de transporte y distribución de organismos patógenos en ríos se propone un modelo matemático que permita simular estos procesos en tramos de montaña del territorio colombiano. El modelo propuesto permite simular el transporte específicamente del grupo de bacterias Coliforme Total y la cadena patogénica de *E. coli*. El modelo es unidimensional y por consiguiente representa el flujo de agua y los procesos de advección y dispersión de solutos en la dirección de la corriente principal, *i.e.* hacia aguas abajo del río y a lo largo de su longitud. Adicionalmente se asume mezcla completa e instantánea aguas abajo de un vertimiento, en la sección transversal, suposición que es coherente con la alta turbulencia de ríos de montaña.

Con relación al modo como se describen los procesos de los determinantes se puede establecer que el modelo utilizado es básicamente mecanicista ya que simula los cambios en la tasa de flujo y en la calidad del agua a lo largo del río, el cual se representa por medio de tramos individuales con fines de representar los procesos que ocurren en el sistema real. La transferencia de agua y solutos entre los tramos está gobernada por la evaluación del balance de masa considerando que los determinantes varían de acuerdo con la carga contaminante vertida, la remoción por abstracciones y su transformación (procesos de decaimiento, sedimentación y resuspensión).

El modelo requiere de calibración objetiva y de validación bajo un esquema que permita la aplicación de una metodología para el análisis de incertidumbre. En este sentido, el modelo sólo puede ser aplicado dentro del rango de datos para los cuales se realizó la calibración, ya que cualquier cambio del sistema modelado implicaría el inicio de un nuevo proceso de calibración.

El objeto del proceso de calibración es el de determinar la tasa de decaimiento global y todas las constantes y variables contempladas en la modelación de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos. En este sentido es necesario contemplar en la medida de lo posible la totalidad de procesos que ocurren, los cuales se basan en la interacción de un número de condicionantes físicos, químicos y biológicos. Esto permite determinar a partir de los datos



observados en campo y los medidos en laboratorio, representaciones de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos con un nivel de incertidumbre aceptable.

Al igual que los modelos SIMCAT y TOMCAT, el modelo propuesto tiene una aproximación estocástica de Monte Carlo que permite definir bandas de confianza de los resultados de acuerdo con el nivel de incertidumbre en consideración. El modelo propuesto puede realizar corridas en varias oportunidades utilizando diferentes variables de entrada a manera de condiciones de frontera o parámetros para cada corrida seleccionados de una distribución estadística definida (por omisión, una distribución uniforme).

Finalmente en cuanto a la variabilidad temporal que considera el modelo se clasifica como un modelo de estado estable de flujo permanente ya que asume que las variables de entrada pueden estar espacialmente distribuidas pero son invariables en el tiempo, y las salidas que se obtienen del modelo son aquellas cuando cada determinante alcanza el equilibrio, *i.e.* cuando $dC/dt = 0$.

La aplicación del modelo para la representación del transporte y decaimiento de estos organismos patógenos adicionales requiere del seguimiento y determinación en laboratorio de las concentraciones en la corriente siguiendo la metodología de medición, implementación, calibración y validación recomendada en este trabajo para la simulación del grupo Coliforme Total y *E. coli*.

3.1. Procesos contemplados en la modelación.

Teniendo en cuenta las anteriores consideraciones y las observaciones presentadas en las secciones anteriores, los principales factores que se tienen en cuenta para la representación del transporte y decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales en el modelo utilizado son (a) los factores físicos que gobiernan el transporte y distribución, *i.e.* el régimen de flujo e hidráulica de la corriente, las propiedades de adsorción y adherencia de las partículas transportadas como sólidos en suspensión por la corriente y de las presentes en los sedimentos del lecho, los procesos de difusión, y los procesos de sedimentación y de resuspensión; (b) los factores relacionados con las condiciones ambientales, *i.e.* temperatura, radiación solar e inactivación de patógenos; y (c) las características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático, *i.e.* pH, salinidad, composición elemental y porosidad de los “sólidos en suspensión” y sedimentos en el lecho. En este sentido el modelo propuesto se compone de dos modelos básicos: el modelo de transporte de organismos patógenos índice, que constituye el pilar de modelación, y el modelo de decaimiento de organismos patógenos índice.

3.1.1. Caracterización hidráulica y modelo de transporte de organismos patógenos

El modelo de transporte de organismos patógenos índice se fundamenta en la caracterización hidráulica de los tramos del río de montaña y la calibración del modelo de transporte por medio de la realización de experimentos con trazadores que permiten definir parámetros fundamentales, tales como el tiempo medio de viaje o el tiempo de retención hidráulica, el tiempo de arribo de las sustancias disueltas en la corriente, y la fracción dispersiva o el coeficiente de dispersión longitudinal dependiendo del modelo de transporte seleccionado.

Adicionalmente los datos de los experimentos con trazadores permiten evaluar el grado de importancia de las zonas muertas en el tramo de estudio. Nótese que la correcta representación de los procesos de transporte es la clave para estimar en forma precisa los tiempos de arribo y de retención hidráulica de sustancias disueltas en una corriente bajo diferentes condiciones hidráulicas e hidrológicas, y reducir la incertidumbre en los tiempos característicos disponibles en los que ocurren los procesos bioquímicos en la columna de agua y en los sedimentos de fondo.

Si la hidráulica en un modelo de transporte y destino está mal representada, y no permite reproducir efecto de zonas muertas y almacenamiento temporal superficial o subsuperficial en las orillas y el lecho, el proceso de calibración producirá valores de las tasas de decaimiento incorrectos al compensar los errores de la representación inadecuada de los procesos de transporte (véase también Chapra y Runkel, 1998).

Adicionalmente a la realización de experimentos con trazadores se propone la realización de aforos de caudal de la corriente y mediciones de características hidráulicas a escala de tramo, tales como ancho efectivo, profundidad promedio y pendiente longitudinal del canal, longitud de las zonas de rápidos, largo, ancho y profundidad de las piscinas, altura de los escalones, entre otras variables de caracterización geomorfológica.

La modelación del proceso de transporte de organismos patógenos requiere que se considere el modelo acorde con el tipo de corriente, de planicie o de montaña, para permitir la evaluación y predicción de la tasa de decaimiento de patógenos con precisión. Camacho (2006), Camacho y Cantor (2006), González (2008) y otros autores han encontrado a partir de más de 58 experimentos con trazadores realizados en corrientes y canales de montaña que el modelo que representa con menor incertidumbre y de forma parsimoniosa los procesos de transporte en estos ríos es el modelo de transporte de Zona Muerta Agregada (ADZ, Aggregated Dead Zone, Beer y Young, 1983; Young y Wallis, 1993). De aquí que se recomienda en esta investigación este modelo de transporte para representar los procesos fisicoquímicos y biológicos de la transformación de organismos



patógenos en ríos de montaña. En la sección 3.2. se presenta la formulación matemática del modelo propuesto.

3.1.2. Caracterización microbiológica y modelo de decaimiento de organismos patógenos

Con relación al decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales ha sido modelado en varias investigaciones considerando un coeficiente de decaimiento de primer orden para describir la reducción neta de concentración de patógenos con el tiempo y la distancia recorrida hacia aguas abajo (Bowie *et al.*, 1985; Wilkinson *et al.*, 1995; Chapra, 1997; Darakas, 2002; Camacho y Diaz-Granados, 2003; Torres y Camacho, 2008). Modelos computacionales como SIMCAT, TOMCAT, QUAL2Kw, MIKE, y HEC RAS, también utilizan un modelo básico para el decaimiento de organismos patógenos basado en un decaimiento de primer orden.

Un modelo de primer orden es simple y eficiente en ciertas circunstancias prácticas debido a que su único parámetro, el coeficiente de decaimiento k_p , puede determinarse a partir de ensayos de laboratorio o aplicando un procedimiento de calibración objetiva con base en mediciones de campo. En este sentido es importante considerar los principales factores presentes en el decaimiento de bacterias en corrientes superficiales.

Siguiendo a Chapra (1997) la tasa total de decaimiento de bacterias coliformes, k_p , puede modelarse considerando la mortalidad base, la pérdida por radiación solar y la pérdida por sedimentación. La mortalidad base depende de la salinidad y de la temperatura del agua. La pérdida por radiación solar se modela considerando la intensidad de la radiación solar en la superficie del agua, el coeficiente de extinción de luz como una función de la concentración de sólidos en suspensión, y la profundidad de la corriente. Finalmente la pérdida por sedimentación depende directamente de la velocidad de sedimentación de las partículas sólidas, de la composición elemental de las partículas con relación a las propiedades de adherencia y adsorción, y de la profundidad del agua.

Los determinantes modelados pueden ser tratados como conservativos (sólidos suspendidos totales) o con decaimiento de primer orden (organismos patógenos índice) o segundo orden (organismos patógenos índice con acople del transporte de sólidos en suspensión). A continuación se presenta la formulación matemática del modelo propuesto.

3.2. Formulación matemática del modelo hidráulico y de transporte.

La modelación del proceso de transporte de organismos patógenos requiere que se considere el modelo acorde con el tipo de corriente, de planicie o de montaña, para permitir la evaluación y predicción de la tasa de decaimiento de patógenos con precisión. Camacho (2006), Camacho y Cantor (2006), González (2008) y otros autores han encontrado a partir de más de 58 experimentos

con trazadores realizados en corrientes y canales de montaña que el modelo que representa con menor incertidumbre y de forma parsimoniosa los procesos de transporte en estos ríos es el modelo de transporte de Zona Muerta Agregada (ADZ, *Aggregated Dead Zone*, Young y Wallis, 1993). Por esta razón se recomienda en esta investigación este modelo de transporte como el pilar que soporta el modelo de calidad del agua que representa los procesos fisicoquímicos y biológicos de la transformación de organismos patógenos en ríos de montaña.

En la Figura 8 se ilustra el modelo conceptual de un tramo de río donde Q es el caudal, S es la concentración del determinante en cuestión y los subíndices O , I , t , e , y a se refieren al caudal a la salida del tramo, el caudal de entrada aguas arriba del tramo, las entradas tributarias al tramo, las descargas de efluentes y las abstracciones, en los elementos i -ésimos, respectivamente.

Cada tramo está dividido en un número de sub-tramos o elementos computacionales de igual longitud (Δx). Dentro de cada elemento las adiciones en caudal y carga se calculan mediante una ecuación simple de balance de flujo mediante una fórmula que considera las adiciones de carga en la parte superior de cada tramo. El balance para el organismo índice patógeno modelado (C) o la concentración de sólidos suspendidos totales (m) se lleva a cabo considerando tanto el transporte advectivo como dispersivo a lo largo del canal.

Debido a que el modelo de flujo asume que el régimen hidráulico es de estado estable, *i.e.* $dQ/dt = 0$, el caudal y el balance de masa en un elemento computacional puede ser descrito como:

$$\begin{aligned} Q_o &= Q_i + Q_t + Q_e - Q_a \\ C_o &= \frac{Q_i C_i + Q_r C_r + Q_e C_e}{Q_r + Q_t + Q_e} \end{aligned} \quad [24]$$

La velocidad del agua puede ser calculada por medio del caudal aplicando la siguiente relación empírica:

$$v = aQ^b \quad [25]$$

donde v es la velocidad, Q es el caudal y, a y b son constantes. El tiempo de residencia T_r se determina como la relación entre la longitud L del tramo y la velocidad del flujo, *i.e.* $\tau = T_r/v$.

Sin embargo, de acuerdo con Camacho y Lees (2000) debido a que no es posible con el estado del arte actual estimar con confianza los parámetros del modelo de transporte de solutos a partir de variables hidráulicas, estos deben estimarse para cada río en particular a partir de experimentos con trazadores realizados bajo condiciones de flujo permanente. La repetición de los experimentos en un rango de caudales diferentes permite producir relaciones empíricas de los parámetros de transporte en función del caudal.

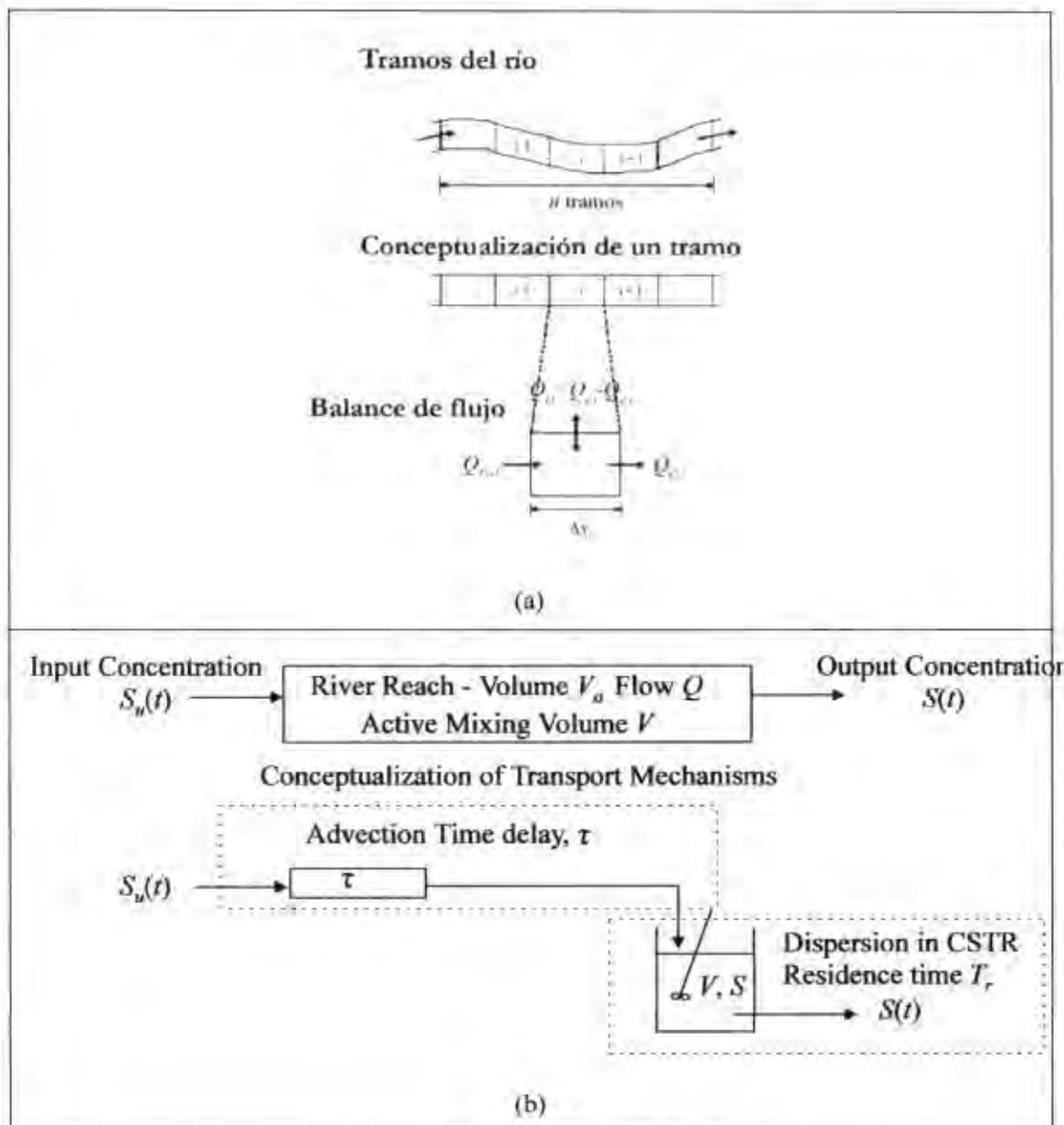


Figura 8. (a) Conceptualización del tramo que utiliza el modelo propuesto. Los subíndices o , i , t , e , y a se refieren al caudal a la salida del tramo, al caudal a la entrada aguas arriba del tramo, las entradas tributarias al tramo, las descargas de efluentes y las abstracciones, en los elementos i -ésimos, respectivamente. (b) Conceptualización del mecanismo de transporte en ríos utilizando la metodología ADZ propuesta en Lees, *et al.*, (1998), y Camacho y Lees (2000).

En este trabajo se considera un modelo integrado que acopla el modelo de transporte ADZ con el modelo de tránsito hidrológico de crecientes MDLC (*Multilinear Discrete Lag-Cascade model for channel routing*, Camacho y Lees, 1999) de estructura similar. El modelo integrado se calibra por medio de un único experimento con trazadores bajo condiciones de flujo permanente, datos de hidrógrafas, y variables hidráulicas y geométricas de la sección transversal y la pendiente del canal. Camacho y Less (2000) establecen que el modelo integrado permite producir buenos resultados en

modo predictivo bajo condiciones sustancialmente diferentes de flujo permanente en el Río Rin, y de flujo no permanente (aplicación en el Río Colorado, Camacho y Lees, 2000a, 2000b).

3.2.1. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de patógenos índice.

En general, conocidas las limitaciones del modelo convencional de advección dispersión ADE, es necesaria una aproximación alternativa para el transporte de solutos que represente el comportamiento advectivo y dispersivo en canales “reales”. Por tanto Young y Wallis (1993) sugieren que la mayor parte de la dispersión presente puede atribuirse al efecto de los procesos generalizados de las zonas muertas

Esta consideración es la base conceptual del modelo de zona muerta agregada ADZ (*Aggregated Dead Zone model*, ADZ - Beer y Young, 1983; Young y Wallis, 1993).

Presentaciones completas y claras del modelo ADZ se encuentran en Young y Wallis, (1993), Lees *et al.*, (1998), y Camacho y Lees (2000). El modelo de dispersión longitudinal agregado en un tramo corto de un río de montaña, para solutos conservativos, y flujo permanente sin aportes de caudal lateral, está dado por,

$$\frac{\partial c(t)}{\partial t} = \frac{1}{\bar{t} - \tau} (c_u(t - \tau) - c(t)) \quad [26]$$

donde, c es la concentración conservativa del soluto aguas abajo a la salida del tramo agregado del río; c_u es la concentración conservativa del soluto aguas arriba a la entrada del tramo; \bar{t} es el tiempo de viaje promedio en el tramo; y τ es el tiempo de primer arribo, o retraso advectivo entre la entrada y la salida del tramo. El modelo agregado permite representar desde dispersión pura ($\tau = 0$) hasta advección pura ($c(t) = c_u(t - \tau)$ ó $\bar{t} = \tau$). Conceptualmente, la advección se representa mediante la traslación en un canal lineal con parámetro τ y la dispersión en un embalse lineal de tiempo de residencia $t - \tau$.

Las “zonas muertas” o de estancamiento son consideradas como áreas de almacenamiento dinámico usualmente localizadas alrededor de los bordes de los flujos en canales abiertos donde alguna forma de mezcla puede tener lugar. Los solutos que entran en una zona de estancamiento son temporalmente atrapados y mezclados con el contenido de la zona muerta antes de que regresen al flujo principal. Sin embargo no siempre es claro donde las zonas de estancamiento pueden estar, así como su estructura en los bordes de los ríos, ellas también pueden estar relacionadas con los *eddies* turbulentos, olas alrededor de zonas muy rugosas o flujos reversos alrededor de piscinas o curvas. Adicionalmente estas zonas pueden ser transitorias o en movimiento.



Los experimentos con trazadores han demostrado que los solutos que entran en un tramo de río y que está siendo transportados a través de este pueden ser considerados estar sujetos a un tiempo de retraso sin mezcla (o tiempo rezago) y mezclándose a medida que el material se dispersa (Young y Wallis, 1986; Wallis *et al.*, 1989).

Una de las ventajas de aplicar la técnica ADZ, es la de evitar la necesidad de usar demasiados elementos computacionales dentro de un tramo a medida de que las características de dispersión son simuladas con mayor precisión (Camacho, 1997; Lees *et al.*, 1998) y por tanto este método es más apropiado para la predicción de eventos de corto plazo como los eventos de contaminación.

El modelo conceptual ADZ a pesar de ser un modelo unidimensional puede describir adecuadamente los procesos de transporte de solutos en ríos sujetos a efectos de almacenamiento temporal o zonas muertas bajo condiciones de flujo permanente. El modelo representado por una ecuación diferencial ordinaria está caracterizado por sus parámetros temporales con claro significado físico (Beer y Young, 1983; Less *et al.*, 1998; Less *et al.*, 2000; Camacho y Lees, 2000; Camacho y Lees, 2000a).

En el modelo ADZ, “*el tramo de un río se considera como un sistema incompletamente mezclado en el cual se conceptualiza que el contaminante disuelto sufre advección pura y dispersión longitudinal*”. En la Figura 9 se presenta la representación esquemática del tiempo de viaje y del tiempo de retraso en un tramo ADZ único. La advección pura se caracteriza mediante un parámetro temporal explícito de retraso advectivo del frente de concentración τ . La dispersión se modela en forma agregada en la zona de mezcla activa caracterizada por el tiempo de residencia T_r . El tiempo total de viaje del organismo patógeno índice en el tramo \bar{t} está definido por el tiempo de retraso advectivo del frente y el tiempo de residencia en la zona de mezcla activa, *i.e.* (Camacho y Lees, 2000):

$$\bar{t} = T_r + \tau \quad [27]$$

El modelo de dispersión longitudinal agregado ADZ en un tramo único corto de un río de montaña, en condiciones de flujo permanente, sin aportes de caudal lateral y sistema imperfectamente mezclado, se obtiene al extender la ecuación [26] en estado no conservativo (Young y Wallis, 1993) para el transporte de organismos patógenos, *i.e.*:

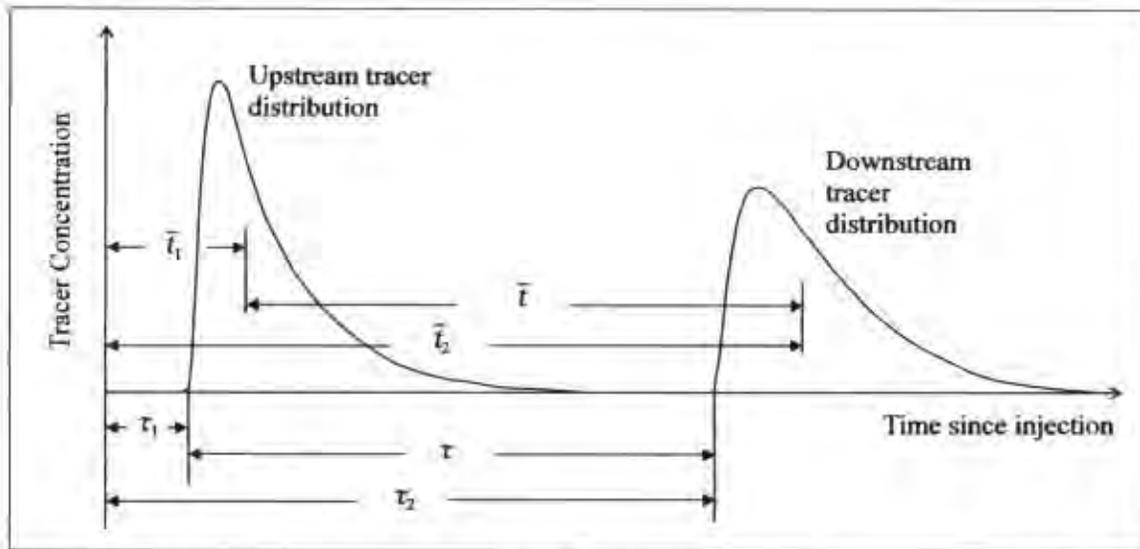


Figura 9. Representación esquemática del tiempo de viaje \bar{t} y del tiempo de retraso τ (Lees *et al.*, 1998; Camacho y Lees 2000).

$$\frac{d[c(t)]}{dt} = \frac{1}{\bar{t} - \tau} [c_u(t - \tau) \cdot e^{-k_p \cdot \tau} - c_j(t)] - k_p \cdot c(t) \quad [28]$$

donde, $c_j(t)$ es la concentración conservativa del soluto aguas abajo a la salida del tramo agregado del río; $c_u(t - \tau)$ es la concentración conservativa del soluto aguas arriba a la entrada del tramo, y k_p es la tasa de decaimiento de organismos patógenos índice. En el Apéndice 2 se presenta la definición extendida del modelo ADZ para el transporte de organismos patógenos índice.

El modelo agregado permite representar desde dispersión pura ($\tau = 0$) hasta advección pura ($c(t) = c_u(t - \tau)$ ó $\bar{t} = \tau$). Conceptualmente, la advección se representa mediante la traslación en un canal lineal con parámetro τ y la dispersión en un embalse lineal de tiempo de residencia $(t - \tau)$. Los parámetros temporales pueden transformarse en velocidades características de transporte del soluto a lo largo del tramo de longitud L . La velocidad u a la cual se mueve el centroide de la distribución del organismo patógeno puede escribirse como,

$$u = \frac{L}{\bar{t}} \quad [29]$$

y la velocidad máxima $u_{p \max}$ a la cual se mueve el frente de concentración de la distribución como,

$$u_{\max} = \frac{L}{\tau} \quad [30]$$

De acuerdo con Camacho y Lees (2000) estas expresiones revelan que la representación exitosa de los procesos de mezcla longitudinal en el modelo ADZ está probablemente relacionada con el efecto de velocidad no uniforme en la sección transversal que domina la dispersión del soluto (en



este caso los organismos patógenos) y se ha demostrado que en ríos sujetos a procesos de mezcla en zonas muertas o de almacenamiento temporal, la velocidad efectiva de transporte de soluto es menor que la velocidad media del flujo debido a la retención del soluto en la zona muerta o de almacenamiento, *i.e.*:

$$u_s = \frac{u}{1 + \beta} \quad [31]$$

donde u es la velocidad media del flujo y β es un coeficiente de "retraso del soluto", el cual bajo condiciones de mezcla completa en la sección transversal depende de la relación entre el área transversal de la zona de almacenamiento temporal A_s y el área de la sección transversal del canal principal A (Lees *et al.*, 2000). En el modelo ADZ de primer orden, Ecuación [28], un tramo único es suficiente para describir los procesos de transporte con precisión dada una distribución de concentración $c_u(t)$ que defina la condición de frontera de aguas arriba (Camacho y Lees, 2000). Adicionalmente, una serie de modelos ADZ de primer orden corresponde a la estructura más apropiada para describir los mecanismos de transporte en tramos largos de río, o donde los datos en la frontera de aguas arriba estén dados por un pulso instantáneo de concentración (Lees *et al.*, 1998). Para una serie de modelos ADZ de primer orden, el tiempo total de viaje a lo largo de n_p tramos iguales de primer orden se puede determinar como:

$$\bar{t} = nT_r + \tau \quad [32]$$

donde τ es el tiempo total de retraso en el tramo, *i.e.*, la suma del tiempo de retraso en los n elementos ADZ (Camacho y Lees, 2000).

Por su parte se define la fracción dispersiva DF como la variable del modelo ADZ (Young y Wallis, 1993) que define la relación del volumen del tramo que puede considerarse completamente mezclado y el volumen total del tramo, o la relación entre el tiempo que el soluto sufre dispersión y el tiempo medio de viaje \bar{t} . Esta variable está relacionada con los parámetros de calibración del modelo ADZ por (Young y Wallis, 1993; Camacho y Lees, 2000),

$$DF = 1 - (\tau/\bar{t}) \quad [33]$$

3.2.2. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de sólidos suspendidos totales.

De acuerdo con la evaluación de los factores físicos que gobiernan el transporte y distribución de organismos patógenos en ríos presentada en la sección 2.5 es claro que la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) es un importante factor. Aquí deben considerarse dos procesos asociados con la concentración de sólidos suspendidos: el proceso de sedimentación y el proceso de

resuspensión. En el primer proceso están presentes las variables: velocidad de sedimentación, profundidad de la corriente y concentración de sólidos en suspensión. En cuanto al proceso de suspensión se tienen las variables: velocidad de resuspensión, profundidad y concentración de sedimentos en el lecho del fondo susceptibles a integrarse y ser transportados por la corriente debido a los efectos de la resuspensión. Nótese que en estos dos procesos está presente la concentración de sólidos suspendidos de aquí que sea importante la determinación de dicha concentración como parte integral del modelo de transporte. A continuación se presenta la extensión del modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de los sólidos suspendidos totales.

El modelo ADZ para el transporte de sólidos suspendidos totales considerando sedimentación y resuspensión durante el proceso de advección en un tramo único corto de un río de montaña, en condiciones de flujo permanente, sin aportes de caudal lateral y sistema imperfectamente mezclado puede escribirse como:

$$\frac{d[m(t)]}{dt} = \frac{1}{\bar{t} - \tau} \left[m_1(t - \tau) \cdot e^{\left(-\frac{v_s}{H}t + \frac{v_r}{H}\tau\right)} - m(t) \right] - \frac{v_s}{H} m(t) + \frac{v_r}{H} m_2(t) \quad [34]$$

Donde, $m(t)$ es la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) a la salida del tramo en el tiempo t , $m_1(t - \tau)$ es la concentración de SST a la entrada del tramo (*i.e.* la salida del 1-ésimo tramo) τ unidades de tiempo previas, v_s es la velocidad de suspensión, v_r es la velocidad de resuspensión, H es la profundidad del flujo, $m_2(t)$ es la concentración de “sólidos suspendidos” en los sedimentos a la entrada del tramo. Nótese que para considerar los procesos de sedimentación de las partículas sólidas en suspensión y de resuspensión de sedimentos se introducen dos términos adicionales: $\frac{v_s}{H} m(t)$ y $\frac{v_r}{H} m_2(t)$, respectivamente. En el Apéndice 2 se presenta la definición completa del modelo de transporte de sólidos suspendidos totales.

3.2.3. Modelo integrado de transporte MDLC-ADZ

Con fines de estimar los parámetros del modelo ADZ, \bar{t} y τ , a partir de parámetros hidráulicos con claro sentido físico tales como, el coeficiente de Manning (n), el ancho efectivo del tramo (W), la pendiente longitudinal del fondo del canal (S_o), y la fracción dispersiva (DF), el modelo de transporte de solutos ADZ puede acoplarse con el modelo hidrológico multi-lineal discreto de retraso y de tránsito de crecientes MDLC (del inglés *Multilinear Discrete Lag-Cascade model for channel routing*, Camacho y Lees, 1999).

De acuerdo con Camacho y Lees (2000) el modelo MDLC tiene una estructura similar del modelo ADZ ya que conceptualmente está basado en un elemento de canal lineal discreto acoplado con una serie de n celdas o embalses en serie. El elemento de canal lineal se caracteriza por un parámetro de retraso del frente de onda τ_{fl} . Los embalses en la serie se caracterizan por un coeficiente de



almacenamiento K , cuyo efecto de atenuación es análogo al parámetro de tiempo de residencia del modelo ADZ que caracteriza la dispersión en el transporte de solutos. El tiempo de viaje medio de la onda de creciente \bar{t}_{fl} está dado por:

$$\bar{t}_{fl} = nK + \tau_{fl} \quad [35]$$

donde los parámetros K , n , y τ_{fl} se relacionan con las características físicas del canal para un caudal específico de referencia Q_0 de acuerdo con (Camacho y Lees, 1999):

$$K = \frac{3}{2m} [1 + (m-1)F_0^2] \left(\frac{y_0}{S_0 L}\right) \left(\frac{L}{mu_0}\right) \quad [36]$$

$$n = \frac{\frac{4m}{9} [1 - (m-1)^2 F_0^2]}{[1 + (m-1)F_0^2]^2 \left(\frac{y_0}{S_0 L}\right)} \quad [37]$$

$$\tau_{fl} = \frac{L}{mu_0} \left[1 - \frac{\frac{2}{3} [1 - (m-1)^2 F_0^2]}{[1 + (m-1)^2 F_0^2]} \right] \quad [38]$$

donde F_0 es el número de Froude, y_0 es la profundidad uniforme de flujo para el caudal de referencia Q_0 , S_0 es la pendiente longitudinal del fondo del canal, L es la distancia longitudinal a la cual se calcula la hidrógrafa, y m es la relación entre la velocidad de la onda cinemática c_0 y la velocidad media de flujo al caudal de referencia u_0 (Camacho y Lees, 2000), i.e.:

$$m = \frac{c_0}{u_0} = \frac{\left(\frac{dQ}{dA}\right)_{A=A_0}}{\frac{Q_0}{A_0}} \quad [39]$$

Las relaciones presentadas tienen validez cuando se aplican en cualquier sección transversal y cualquier fórmula de fricción utilizada (e.g. la ecuación Manning o la de Chezy). De acuerdo con Camacho y Lees (2000), "el movimiento promedio de una onda de flujo linearizada en un canal general uniforme de cualquier sección transversal y fórmula de fricción está dada, exactamente, por la aproximación de la onda cinemática, i.e.:

$$\bar{t}_{fl} = \frac{L}{c_0} = \frac{L}{mu_0} \quad [40]$$

Al sustituir los parámetros del modelo MDLC, ecuaciones [36] a [37], en la ecuación [36], ésta resulta ser exactamente igual a la ecuación [40].

El modelo integrado para el transporte de organismos patógenos índice y de sólidos suspendidos totales resulta al determinar, a partir de las ecuaciones [36] a [37], los parámetros de flujo del modelo MDLC, K , n , y τ_{fl} , para un caudal de referencia, y el parámetro del modelo ADZ que determina el tiempo de viaje del organismo patógeno índice, \bar{t} (ecuación [32]). Luego se determina el tiempo total de viaje para el soluto en el tramo de acuerdo con (Camacho y Lees, 2000),a

$$\bar{t} = m(nK + \tau_{fl})(1 + \beta) \quad [41]$$

Adicionalmente, asumiendo que la relación de la velocidad media y la velocidad máxima del flujo se mantiene para las velocidades correspondientes del soluto, se calcula el parámetro del modelo ADZ que define el tiempo de retraso advectivo del frente de concentración que de acuerdo con (Camacho y Lees, 2000) y utilizando la ecuación [35] está dado por,

$$\tau_s = m \cdot \tau_{fl}(1 + \beta) \quad [42]$$

Finalmente, se calcula el parámetro del modelo ADZ que define el tiempo de residencia en la zona de mezcla activa T_r . Camacho y Lees (2000) sugieren el uso de la misma estructura en serie que se identifica para el modelo de flujo, *i.e.* se adopta el mismo número de embalse en la serie del modelo de flujo $n_p = n$, y por tanto la ecuación [32] se tiene,

$$T_r = (\bar{t}_p - \tau_p)/n_p \quad [43]$$

El modelo integrado MDLC-ADZ se simula utilizando un método computacional basado en un operador “*multi-lineal*” discreto. Con el fin de guiar al lector en la conceptualización y aplicación del método se recomienda consultar Camacho y Lees (1999) y Camacho y Lees (2000) en donde se realizan presentaciones claras y completas de la metodología MDLC y su acople con el modelo ADZ.

Luego de haber definido el modelo integrado MDLC-ADZ para el transporte de organismos patógenos índice y de sólidos suspendidos totales, es necesario acoplarlo con un modelo permita representar el decaimiento de organismos patógenos a lo largo de la corriente. En la siguiente sección se presenta la formulación matemática del modelo de decaimiento de organismos patógenos índice.

3.3. Formulación matemática del modelo de decaimiento de organismos patógenos.

En la sección 2.3 se describieron los factores que condicionan el decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales. De esta descripción se puede concluir que los principales factores son aquellos que están relacionados con las características físicas y químicas asociadas con la



naturaleza del sistema acuático (e.g. pH, composición elemental y porosidad de los sedimentos y partículas transportadas por la corriente, salinidad). También se destacan como principales factores los relacionados con las condiciones ambientales (concretamente la temperatura y la radiación solar en la superficie del agua) y los relacionados con el transporte y distribución de los organismos patógenos y sólidos suspendidos totales (e.g. régimen de flujo e hidráulica de la corriente; procesos de difusión, dispersión, sedimentación y resuspensión; propiedades de adsorción y adherencia de las partículas transportadas como sólidos en suspensión por la corriente y de los sedimentos).

De acuerdo con la literatura (Bowie *et al.*, 1985; Crane y Moore, 1986; Chapra, 1997; Brookes *et al.*, 2004; Wilkinson *et al.*, 1995; Haydon y Deletic, 2006) el modelo propuesto considera las variables más relevantes en el decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales, *i.e.*: temperatura del agua, intensidad de la radiación solar en la superficie del agua y atenuación en la columna de agua, adherencia y absorción de organismos patógenos en los sólidos en suspensión y sedimentos; sedimentación de sólidos en suspensión y resuspensión de sedimentos en el lecho.

En esta sección se presenta la formulación del modelo propuesto para el decaimiento de organismos patógenos de acuerdo con el modelo propuesto por Chapra (1997) y considerando variables más relevantes en el decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales.

Siguiendo a Chapra (1997) la tasa de pérdida total de bacterias coliformes k_p depende de la mortalidad base de bacterias k_{p1} , la pérdida por radiación solar k_{pl} y la pérdida por sedimentación k_{ps} . De acuerdo con Chapra (1997) k_p en día^{-1} puede representarse como:

$$k_p = k_{p1} + k_{pl} + k_{ps} \quad [44]$$

La tasa de mortalidad base para coliformes totales en agua dulce se determina según la ecuación de Mancini (1978) y Tomann y Mueller (1987), *i.e.*:

$$k_{p1} = (0.8 + 0.02 \cdot S)(1.07^{T-20}) \quad [45]$$

donde S es la salinidad en ppt o $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, T es la temperatura en $^{\circ}\text{C}$.

La pérdida de bacterias debida a los efectos de la radiación solar puede representarse como (Tomann y Mueller, 1987),

$$k_{pl} = \alpha \bar{I} \quad [46]$$

donde α es una constante de proporcionalidad que según las investigaciones de Gameson y Gould (1974) y de Tomann y Mueller (1987), es aproximadamente igual a la unidad. \bar{I} es la energía

promedio de la luz en $\text{ly}\cdot\text{hr}^{-1}$ (tener en cuenta que $\text{ly}\cdot\text{d}^{-1}$ =langley por día. Un langley es equivalente a una caloría por centímetro cuadrado). Nótese que las unidades de α son ly^{-1} ó $\text{cm}^{-1}\cdot\text{cal}^{-1}$.

Chapra (1997) propone que la extinción de la luz en una capa de agua bien mezclada puede modelarse como un decaimiento exponencial representado por la ley de Beer-Lambert (Ver Figura 10),

$$I(z) = I_0 e^{-k_e z} \quad [47]$$

donde $I(z)$ es la energía de la luz ($\text{ly}\cdot\text{hr}^{-1}$), I_0 es la energía de la luz en la superficie ($\text{ly}\cdot\text{hr}^{-1}$), k_e es un coeficiente de extinción [m^{-1}] y z es la profundidad [m]. Un langley es igual a una caloría por centímetro cuadrado.

El coeficiente de extinción, k_e , es función de la cantidad de materia particulada y del color del agua. Por tanto, puede relacionarse con la profundidad en metros del Disco Secchi, SD (Chapra, 1997):

$$k_e = \frac{1.8}{SD}$$

Di Toro et al. (1981) presentan una relación entre el coeficiente de extinción y los sólidos suspendidos, m (mg L^{-1}):

$$k_e = 0.55 \cdot m$$

En general Chapra (1997) propone que el coeficiente de extinción es directamente proporcional a los sólidos suspendidos considerando un factor de proporcionalidad a_m en $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, i.e.:

$$k_e = a_m \cdot m \quad [48]$$

Este modelo de extinción de luz puede aplicarse en ríos de montaña ya que la turbulencia creada en las zonas de rápidos garantiza que la capa de agua en consideración está bien mezclada con los sólidos suspendidos que transporta.

Nótese que la pérdida de bacterias patógenas debida a la radiación solar depende de la radiación superficial y de la profundidad, esto es, hay una relación entre esta tasa de pérdida y el área superficial y volumen de las zonas de retención o piscinas.

Como lo muestra la Figura 10, mientras menor sea la profundidad del agua mayor será el efecto de la radiación solar y por tanto mayor la pérdida de bacterias patógenas. De igual modo, entre mayor sea el área superficial de la zona de retención mayor pérdida de bacterias tendrá lugar.



Adicionalmente, el coeficiente de extinción es función de la cantidad de materia particulada y del color del agua, y puede ser relacionado con la profundidad del disco Secchi o la cantidad de sólidos suspendidos que transporta la corriente (Chapra, 1997; y Di Toro *et al.*, 1981).

La luz promedio en la capa de agua puede estimarse al integrar en toda la profundidad H en m,

$$\bar{I} = \frac{\int_0^H (I_0 e^{-k_e z} dz)}{H}$$

$$\bar{I} = \frac{I_0}{k_e H} (1 - e^{-k_e H})$$

Por tanto, la tasa de pérdida por radiación solar es inversamente proporcional y decae exponencialmente con la profundidad.

$$k_{pi} = \frac{\alpha I_0}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) \quad [49]$$

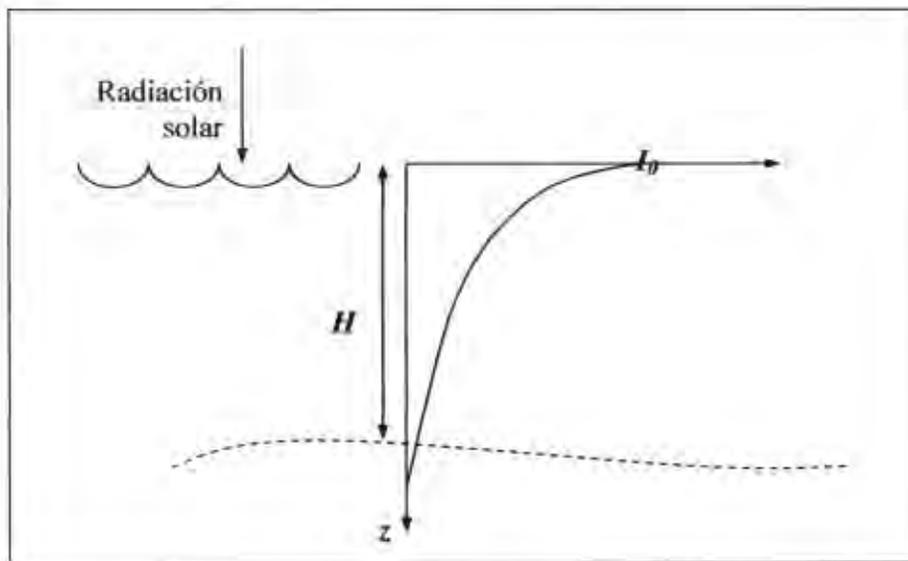


Figura 10. Extinción exponencial de la luz en una capa de agua bien mezclada (Adaptada de Chapra, 1997).

Siguiendo la metodología de Chapra (1997), la pérdida de bacterias patógenas debido a la sedimentación de las partículas suspendidas en la corriente, puede modelarse en función de la hidráulica de la corriente y la fracción de bacterias adheridas a las partículas F_p .

$$k_{ps} = F_p \frac{v_s}{H} \quad [50]$$

donde v_s es la velocidad de sedimentación en $m \cdot d^{-1}$ y F_p un factor adimensional. Nótese de nuevo la relación entre la hidráulica, la profundidad de la corriente y el decaimiento de bacterias. En las zonas de estancamiento de poca profundidad, típicas en ríos de montaña, la sedimentación tiene lugar y la tasa de pérdida de organismos patógenos es mayor que en las corrientes de mayor profundidad. Por consiguiente es de esperar una mayor capacidad de autorecuperación de la calidad del agua de la corriente.

Chapra (1997) determina relación F_p con los sólidos en suspensión m por medio de un coeficiente de partición k_d [$m^3 \cdot g^{-1}$]

$$F_p = \frac{k_d \cdot m}{1 + k_d \cdot m}$$

Por tanto la ecuación [50] puede escribirse como:

$$k_{ps} = \frac{k_d \cdot m \cdot v_s}{1 + k_d \cdot m \cdot H} \quad [51]$$

Rauter *et al.*, (2005) establecen que la velocidad de sedimentación es un parámetro que cuantifica la sedimentación como un coeficiente de transferencia de masa a través de la interfase agua-sedimento. Adicionalmente, establecen que v_s puede calcularse como:

$$v_s = \frac{u \cdot H}{S_p} \quad [52]$$

donde u es la velocidad media del flujo y S_p es la distancia promedio de transporte. Bai y Lung (2005) definen que en el lecho de sedimentos, la fracción de bacterias fecales adheridas a las partículas se calcula como:

$$F_p = \frac{k_d \cdot \beta_B / \epsilon}{1 + k_d \cdot \beta_B / \epsilon} \quad [53]$$

donde β_B es la densidad específica de los sedimentos del lecho ($mg \cdot L^{-1}$) y ϵ es la porosidad de los sedimentos. De la anterior ecuación se establece una relación entre la fracción de bacterias adheridas a los sedimentos y las propiedades físicas de éstos. Finalmente, la tasa de pérdida total de bacterias coliformes es:

$$k_p = 0.8(1.07^{T-20}) + \frac{\alpha I_0}{\alpha_m \cdot m \cdot H} (1 - e^{-\alpha_m \cdot m \cdot H}) + \frac{k_d \cdot m \cdot v_s}{1 + k_d \cdot m \cdot H} \quad [54]$$



Una vez definida la formulación matemática del modelo de decaimiento de organismos patógenos índice, en la siguiente sección se acopla el modelo para el transporte y el modelo de decaimiento de organismos patógenos.

Una vez definida la formulación matemática del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos índice tal como se presentó en esta sección y en las secciones 3.2 y 3.3, es necesario definir una metodología que permita la implementación del modelo para su posterior aplicación en los sitios de estudio.

3.4. Metodología seguida para evaluar y modelar los procesos de transporte y de decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña.

La aplicación del modelo propuesto requiere de una metodología que defina los procedimientos a seguir para la adquisición de información básica de campo, la toma de muestras de agua y su posterior análisis en el laboratorio, la caracterización hidráulica y microbiológica del río, la implementación del modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos, la calibración y estimación de los parámetros del modelo, y finalmente la validación del modelo con datos de otras campañas de medición. En los siguientes párrafos de esta sección se describe la metodología general que se empleó en el desarrollo del presente trabajo, la cual se propone para el estudio de otros ríos de montaña del territorio colombiano.

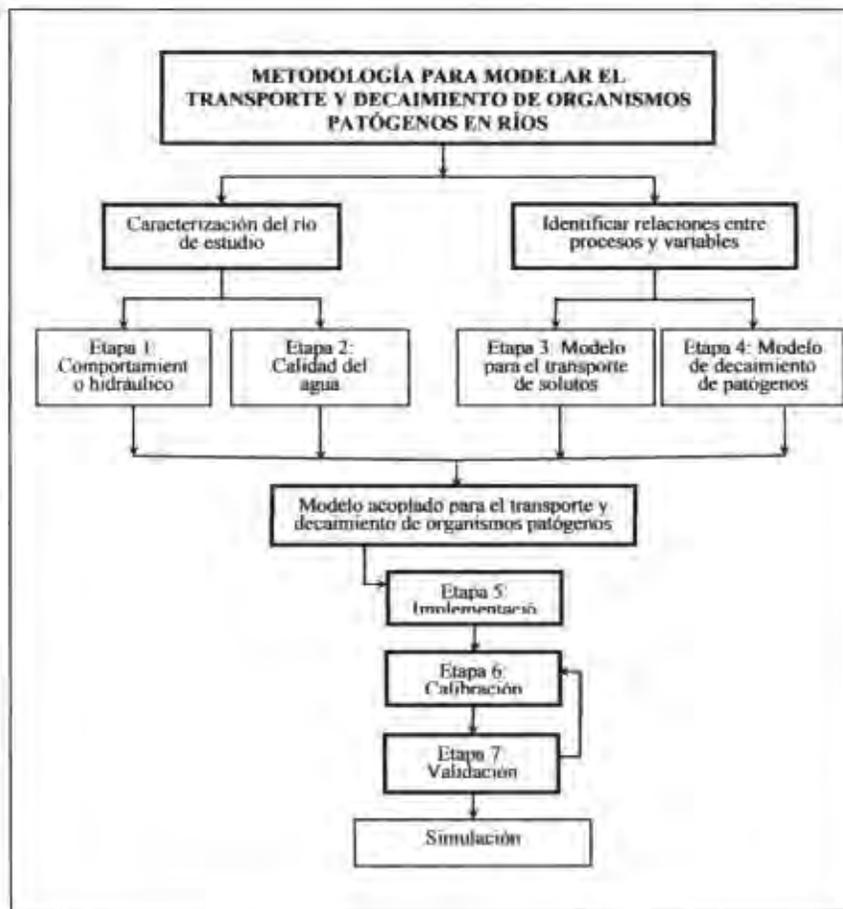
El paso primordial de la metodología propuesta es la caracterización del río de estudio ya que permite conocer el comportamiento hidráulico y de calidad del agua. Se debe definir un programa de monitoreo con el objetivo de realizar mediciones de campo simultáneas de aforos, parámetros hidráulicos y de calidad del agua siguiendo la masa de agua, que permitan la implementación, calibración y verificación del modelo propuesto en los tramos de estudio escogidos.

La metodología propuesta permite evaluar los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña colombianos considerando las recomendaciones realizadas por Camacho y Díaz-Granados (2003) para la implementación y calibración de un modelo de calidad del agua. En la Figura 11 se presenta un diagrama que permite identificar las etapas y los objetivos específicos que deben seguirse para llevar a buen término la investigación.

Durante las campañas de medición se recomienda tomar datos de campo y muestras de agua para análisis en laboratorio bajo diferentes condiciones hidráulicas, *i.e.* periodo de verano y periodo de invierno, con fines de realizar la validación del modelo con los datos observados durante campañas de medición diferentes a las de calibración.

Es importante considerar que los sitios para la recolección de muestras sean los mismos durante las campañas, esto con el fin de poder realizar comparaciones válidas entre campañas de medición.

Figura 12. Diagrama de las etapas de la metodología seguida en el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña. Las etapas resaltadas corresponden a los objetivos específicos de la investigación.



Adicionalmente con el fin de determinar los tiempos de viaje y tiempos de arribo a cada sitio se recomienda realizar ensayos con trazadores. Esta información es fundamental para la programación de la hora de toma de muestras que garantice el seguimiento de la misma masa de agua, y así reducir la incertidumbre en la caracterización de los procesos biológicos y químicos que pueden ocurrir en la columna de agua y en los sedimentos de fondo.

Finalmente la metodología propuesta permite el estudio y modelación de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña.



3.4.1. Definición del sitio de estudio.

Se recomienda que la elección de los sitios de estudio y del número de muestras requeridas para determinar los parámetros de calidad en cada tramo se base en la experiencia, conocimiento y el criterio del modelador. Es importante la visita personal a los sitios de medición y el conocimiento de las técnicas de toma de datos de campo, recolección de muestras, y análisis de muestras, con fines de reducir los errores inherentes en la modelación de los procesos por el desconocimiento o mal aplicación de estas técnicas y así garantizar que las mediciones de campo permitan representar y evaluar correctamente los procesos de transporte de solutos y de decaimiento de organismos patógenos.

Adicionalmente en la adquisición de los datos de campo y en la recolección de muestras, se recomienda que las campañas de medición simultáneas de aforos y calidad del agua se realicen siguiendo la masa de agua desde aguas arriba hacia aguas abajo. De esta forma las mediciones permiten la calibración del modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos, siguiendo la metodología propuesta por Camacho y Diaz-Granados (2003).

3.4.2. Etapa 1: Caracterización hidráulica.

Con el fin de caracterizar hidráulicamente el tramo de estudio en cada sitio de medición se recomienda llevar a cabo un reconocimiento de campo recorriendo a pie desde aguas arriba hacia aguas abajo todo el tramo. Es importante tener el registro del número de zonas de estancamiento (piscinas), zonas de rápidos y cascadas por longitud recorrida, profundidad y ancho promedio de la sección cada 250 metros, porcentaje de cobertura de sedimentos en el fondo y porcentaje de cobertura de algas en el fondo.

Cualquier otra condición hidráulica o topográfica que afecte el comportamiento hidráulico de la corriente se registra y caracteriza con el fin de que los modelos de transporte y de calidad implementados y calibrados representen las condiciones reales.

De igual modo, el recorrido permite identificar entradas o salidas puntuales de caudal, esto es, vertimientos y abstracciones de agua al río, que al ser identificadas y cuantificadas permiten establecer el balance de masa con la menor incertidumbre posible. También, permite seleccionar los sitios de toma de muestras en cada campaña. La selección debe incluir los puntos de vertimiento de colectores, afluentes principales y otras descargas contaminantes.

Entre las actividades de caracterización hidráulica que se recomiendan llevar a cabo durante cada campaña de medición se encuentra:

- Aforo de caudal con micromolinete en secciones específicas para determinar el caudal del río al inicio y final del tramo para cuantificar entradas de afluentes, descargas y posibles extracciones.

Se recomienda la realización de al menos tres campañas de mediciones bajo diferentes condiciones hidrológicas, y preferiblemente caudales altos, medios y bajos. Los sitios de monitoreo se deben seleccionar teniendo en cuenta condiciones de fácil acceso, puntos de confluencias o de vertimientos puntuales y puntos intermedios de medición a lo largo del río para calibración del modelo.

3.4.3. Etapa 2: Caracterización microbiológica.

Es importante definir antes de las campañas de medición que determinantes se van a medir en campo o en laboratorio. En el caso de los análisis en laboratorio se recomienda acordar con éste el protocolo de medición en el que se especifiquen los procedimientos para la recolección de muestras, preservación, transporte y estándares de los análisis de laboratorio. Muy importante definir las unidades para el reporte de los resultados, las cuales deben ser acordes con los requerimientos de modelación, en este caso UFC/100 ml.

Las muestras de agua recolectadas servirán para determinar en el laboratorio la concentración de organismos patógenos índice elegidos, y la concentración de sólidos suspendidos totales (m).

En campo el registro de valores de la temperatura ambiente, el pH, la conductividad, la velocidad del viento, la temperatura del agua, el porcentaje de cobertura de nubes para el cálculo de la radiación neta, la cobertura de algas en el fondo del río, el porcentaje de la sección transversal cubierta de depósitos bénticos y/o lodos finos.

Entre las actividades de caracterización microbiológica que se recomiendan llevar a cabo durante cada campaña de medición se encuentran:

- Medición de determinantes de calidad del agua en campo.
- Toma de muestras de agua para su posterior análisis en laboratorio.
- Preservación y transporte de las muestras al laboratorio.
- Análisis de las muestras en el laboratorio.

3.4.4. Etapa 3: Modelo para el transporte de organismos patógenos.

Siguiendo la metodología de Less *et al.* (1998) y Less *et al.* (2000), el autor de esta tesis propone el modelo de decaimiento de organismos patógenos acoplado el modelo de transporte de Zona



Muerta Agregada (ADZ, Beer y Young, 1983) con el modelo hidrológico y de transporte integrado MDLC (Camacho y Lees, 2000) a partir de datos de experimentos con trazadores.

La implementación del algoritmo para el transporte de los organismos patógenos índice en tiempo discreto permitirá calcular la concentración de organismos a la salida del elemento computacional $c_j(t)$ (retomar la Figura 8) a partir de la ecuación [28] en condiciones de flujo permanente, sin aportes de caudal lateral y tiempo discreto, *i.e.*:

$$c_j(t) = \frac{\frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{-k_p \tau} \cdot c_u}{\frac{1}{\bar{t} - \tau} + k_p} \quad [55]$$

donde k_p es la tasa de decaimiento global de organismos patógenos índice y las demás variables se definieron en la sección 3.2.

3.4.5. Etapa 4: Modelo de decaimiento de organismos patógenos.

Se recomienda que el modelo de decaimiento de organismos patógenos sea el propuesto por Chapra (1997) tal como se describió en la sección 3.3. La tasa de decaimiento global de organismos patógenos índice, k_p , está definida por la ecuación [54], *i.e.*:

$$k_p = 0.8(1.07^{T-20}) + \frac{\alpha I_0}{a_m \cdot m \cdot H} (1 - e^{-a_m \cdot m \cdot H}) + \frac{k_d \cdot m \cdot v_s}{1 + k_d \cdot m \cdot H}$$

donde m se determina a partir de la ecuación [34], la cual se resuelve para determinar la concentración de sólidos suspendidos totales en condiciones de flujo permanente, sin aportes de caudal lateral y tiempo discreto, *i.e.*:

$$m(t) = \frac{\frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{(-\frac{v_s}{H}\tau + \frac{v_s}{H}\tau)} \cdot m_1 + \frac{v_s}{H} (1 - \phi) \rho}{\frac{1}{\bar{t} - \tau} + \frac{v_s}{H}} \quad [56]$$

Y la concentración de “sólidos suspendidos” en los sedimentos a la entrada del tramo $m_2(t)$ se define en función de las propiedades físicas de los sedimentos en el lecho del canal: la porosidad, ϕ , y la densidad, ρ , (c.f. ecuación [34]), las restantes variables se definieron en la sección 3.3. En el Apéndice 2 se presenta la deducción explícita de las ecuaciones [55] y [56].

3.4.6. Etapa 5: Implementación del modelo matemático propuesto.

Se recomienda que la aplicación del modelo propuesto permita considerar datos de entrada como información hidráulica, hidrológica, topográfica y de calidad del agua de los sitios de estudio para diferentes condiciones hidrológicas. Esta versatilidad de la aplicación permite el uso del modelo en

otros sitios una vez se haya calibrado, aplicado y validado satisfactoriamente en las corrientes bajo estudio.

El modelo propuesto definitivo para el transporte y decaimiento de organismos patógenos índice resulta al acoplar el modelo integrado de transporte ADZ-MDLC, *i.e.* ecuación [55] con estimación de parámetros a partir de las ecuaciones [41], [42], y [43], con el modelo de decaimiento de organismos patógenos, *i.e.* ecuación [54]. Nótese la doble relación que existe entre los parámetros del modelo de transporte ADZ, \bar{v} y τ , con la concentración de organismos patógenos, ya que primero se debe calcular la concentración de sólidos suspendidos totales en función de estos parámetros a partir de la ecuación [34], calcular la tasa de decaimiento a partir de la ecuación [54], y luego si calcular la concentración de organismos patógenos a la salida del elemento computacional, ecuación [28], en función de los mismos parámetros \bar{v} y τ . Esta doble dependencia hace que el modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos sea de segundo orden.

La implementación del modelo matemático se puede realizar en un lenguaje de programación de aplicación en ingeniería como el programa computacional para programación numérica MATLAB que permite la ejecución, análisis y visualización de funciones a través de una interfase gráfica de usuario (ver www.mathworks.com).

3.4.7. Etapa 6: Calibración objetiva del modelo y análisis de incertidumbre.

Con el fin de calibrar el modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos dado por el acople de las Ecuaciones [54], [55] y [56], se recomienda el seguimiento detallado del sitio de estudio, *i.e.* inspecciones de campo y definición de sitios de monitoreo; implementación y calibración del modelo conservativo de transporte para el cálculo de los tiempos de viaje, programación de la hora de toma de muestras siguiendo la masa de agua que se desplaza hacia aguas abajo; acuerdos con el laboratorio y definición de protocolos de muestreo; campañas de medición de parámetros de campo y toma de muestras de agua a la hora programada; análisis de laboratorio, y análisis de resultados de calidad bacteriológica del agua; implementación y calibración del modelo de decaimiento de patógenos, y simulación de escenarios de calidad del agua con el modelo calibrado.

Con base en la información recopilada y las mediciones de campo se procede a implementar, calibrar y verificar los modelos hidráulicos, de transporte de solutos y de transporte y decaimiento de patógenos en el sitio de estudio con el fin de determinar su capacidad de autodepuración.

La calibración del modelo de calidad de agua se realiza utilizando las mediciones directas de los parámetros físico químicos y bacteriológicos definidos anteriormente, en cada una de las estaciones



de control definidas por sitio. Para el ajuste de los parámetros calibrados se utiliza la información correspondiente a un periodo hidrológico (e.g. verano) y la validación con la de otro periodo (e.g. invierno).

El parámetro fundamental asociado con el decaimiento de organismos patógenos, la tasa de pérdida total de bacterias coliformes, k_p , se determina mediante la calibración del modelo de calidad del agua con base en el reporte de las mediciones de laboratorio en las unidades acordadas a partir de las muestras recolectadas en los diferentes puntos de muestreo definidos.

Es importante tener en cuenta que para la determinación del proceso de decaimiento de organismos patógenos en la masa de agua, es necesario que el proceso de calibración para determinar los parámetros del modelo se guíe con base en un análisis de sensibilidad y de incertidumbre. Esto con el fin de que los parámetros puedan ser aplicados en validación bajo condiciones hidrológicas diversas y que puedan complementar o comparar los encontrados en estudios anteriores.

Adicionalmente siguiendo las recomendaciones propuestas por Camacho y Diaz-Granados (2003), independientemente de la metodología utilizada, el análisis de incertidumbre aplicado durante el proceso de calibración debe permitir establecer bandas de confianza a los resultados de calibración, validación y simulación de escenarios del modelo.

En este sentido la calibración se puede realizar aplicando la metodología *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE, Beven y Binley, 1992) implementada en la herramienta *Monte-Carlo Analysis Toolbox* (MCAT, Lees y Wagener, 2000). Con este fin se recomienda al lector la utilización de la herramienta *Solute Transport Tool* (STTool, González y Camacho, 2008) que integra los diferentes modelos de transporte y metodologías de calibración, la cual está disponible para descarga libre en la página de Internet del Grupo de Investigación en Recursos Hídricos de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, i.e. <http://www.ing.unal.edu.co/gireh/>.

Según Romanowicz y Beven (2005), la metodología GLUE permite establecer bandas de confianza e identificar la posible equifinalidad, i.e. permite identificar problemas de falta de identificabilidad de los conjuntos paramétricos durante la estimación de los parámetros de un modelo sobreparametrizado. Esta metodología ha sido aplicada a una variedad de problemas ambientales (Beven *et al.*, 2000). Su popularidad se debe a las pocas suposiciones que requiere y a la simpleza del método cuando se utiliza en aplicaciones prácticas.

La metodología GLUE en el caso de modelos sobreparametrizados reconoce que no es posible estimar un único conjunto de parámetros que, dadas las observaciones, optimice la bondad del criterio de ajuste. La técnica se basa en la estimación de los pesos o probabilidades asociados a los

diferentes conjuntos de parámetros por medio del uso de una medida de verosimilitud subjetiva para obtener una posterior verosimilitud para cada conjunto de parámetros que a su vez se usa para obtener la incertidumbre en la predicción de las variables de salida (Romanowicz y Beven, 2005).

La herramienta MCAT permite determinar el efecto que tiene cada uno de los parámetros sobre el comportamiento total del modelo y evaluar la sensibilidad de los parámetros con base en un análisis de sensibilidad con el enfoque de Freer *et al.* (1996). Adicionalmente, la versatilidad de MCAT radica en que es una aplicación de MATLAB para el análisis y visualización de funciones integrada a través de una interface gráfica de usuario. La herramienta puede ser utilizada para analizar los resultados de muestreo paramétrico a partir de simulaciones de Monte-Carlo o de métodos de optimización de modelos basados en técnicas de evolución de la población, *e.g.* el método de optimización global *shuffled complex evolution* desarrollado en la Universidad de Arizona (SCE-UA, Duan *et al.*, 1994). Diversas técnicas se incluyen en la herramienta para investigar la estructura, sensibilidad e incertidumbre paramétrica y de modelos hidrológicos o cualquier modelo matemático.

De acuerdo con la aproximación que adopta el MCAT para realizar el análisis de sensibilidad, el conjunto de parámetros se clasifica con respecto a la función objetivo seleccionada, la cual se transforma en un valor de probabilidad. El conjunto de parámetros se divide en 10 grupos. Para cada grupo las probabilidades se normalizan al dividir las por el total, y se calcula y grafica la distribución de frecuencia acumulada. Si el comportamiento del modelo es sensible a un parámetro en particular se debe a una gran diferencia entre las distribuciones de frecuencia acumulada, es decir, el parámetro tiene un efecto significativo sobre la salida del modelo de acuerdo con la función objetivo.

Como funciones objetivo puede utilizarse el coeficiente R^2 de Nash-Sutcliffe, la desviación de los volúmenes de escorrentía *DRV* (*Deviation of runoff Volumes*), el sesgo o *bias*, el porcentaje absoluto de *bias* *APB* (*Absolute Percent Bias*), la raíz cuadrada del error promedio *RMSE* (*Root Mean Square Error*), y el error absoluto promedio *MAE* (*Mean Absolute Error*). Se recomienda la lectura de Gupta y Sorooshian (1998), y Rodríguez (2005) por considerarse investigaciones importantes en la aplicación y utilidad de la aproximación multiobjetivo para la calibración de modelos hidrológicos.

3.4.8. Etapa 7: Validación del modelo.

Con el fin de validar y comparar el modelo propuesto se recomienda compararlo con otros modelos de calidad del agua reconocidos en la literatura, (*e.g.* el modelo QUAL2K, Chapra y Pelletier, 2003)



que hayan sido aplicados con éxito en la simulación de los procesos de transporte de solutos y de calidad del agua para la modelación de organismos patógenos en ríos.

Adicionalmente, la validación del modelo debe realizarse con base en el mejor conjunto de parámetros calibrados los cuales se escogen por medio del análisis de incertidumbre al calibrar el modelo con dos o más conjuntos de datos observados. Por tanto se requiere de la exploración de diferentes combinaciones de conjuntos de datos observados para encontrar el conjunto de parámetros que representa con mejor ajuste las condiciones observadas según la función objetivo.

4. CASO DE ESTUDIO I: RÍO SUBACHOQUE.

La aplicación modelo y metodología propuestos en esta tesis se llevó a cabo en dos sitios ubicados en el departamento de Cundinamarca: el Río Subachoque desde aguas arriba del municipio de La Pradera hasta aguas arriba del municipio de Subachoque (16,400 m), y el Río Teusacá desde aguas abajo del municipio de la Calera hasta la estación de la Cabaña (8,417 m). Se escogieron estos sitios por representar las características y comportamientos típicos de los ríos de montaña colombianos que son contaminados por el vertimiento de las aguas residuales de los municipios aledaños. Los tramos de estudio coinciden con aquellos definidos en el proyecto de investigación financiado por la Vicerrectoría de Investigación titulado “Metodologías para la caracterización hidrológica, hidráulica y de autopurificación de ríos de montaña colombianos” (Camacho, 2006). En dicho proyecto se ha incluido la metodología general de toma y preservación de muestras para análisis completos de calidad del agua.

Para el primer caso de estudio, el río Subachoque, se realizó la elección del sitio de estudio y la definición del número de muestras requeridas para determinar los parámetros de calidad en cada uno de los tramos, con base en la experiencia y el criterio del director propuesto de la investigación, el profesor-investigador Luis Alejandro Camacho.

Las mediciones de campo permitieron evaluar los procesos de transporte de solutos y de decaimiento de organismos patógenos. Las campañas de medición simultáneas de aforos y calidad del agua se realizaron siguiendo la masa de agua desde aguas arriba hacia aguas abajo. Se realizaron ensayos con trazadores para determinar los tiempos de viaje y tiempos de arribo a cada sitio, información fundamental en la programación de la hora de toma de muestras con fines de seguir la misma masa de agua y así reducir la incertidumbre en cuanto a la caracterización de los procesos biológicos y químicos que pueden ocurrir en la columna de agua y en los sedimentos de fondo.

Las mediciones permitieron la calibración de un modelo de calidad del agua, siguiendo la metodología propuesta por Camacho y Diaz-Granados (2003). Se llevaron a cabo en total 4 campañas de medición que permitieron el montaje, calibración y verificación del modelo de transporte y decaimiento de patógenos del río Subachoque en los tramos de estudio bajo diferentes condiciones hidrológicas.

Los datos tomados como información base para la realización de esta tesis corresponden a los del proyecto de investigación, mencionado anteriormente, “Metodologías para la caracterización



hidrológica, hidráulica y de autopurificación de ríos de montaña colombianos”. Entre éstos se tienen los aforos de caudal, registros de temperatura del agua, pH, concentraciones de sólidos suspendidos totales, y las determinaciones en laboratorio de los organismos patógenos índice escogidos, *i.e.* el grupo de bacterias entéricas Coliformes Totales y la cadena patogénica de *Escherichia coli*.

4.1. Etapa 1: Caracterización hidráulica

Con fines de realizar la caracterización hidráulica de los tramos de estudio en el río Subachoque se llevan a cabo las actividades de la etapa 1 de la metodología propuesta. Esto permite la adquisición de la información de campo requerida.

Se realizaron en total 4 campañas de medición con una duración de 9 meses (incluyendo las 5 campañas de medición realizadas en el río Teusacá). Los sitios de monitoreo se seleccionaron teniendo en cuenta condiciones de fácil acceso, puntos de confluencias o de vertimientos puntuales y puntos intermedios de medición a lo largo del río para calibración del modelo.

En la Tabla 9 se identifican los sitios y tramos de estudio en el río Subachoque, y en la Figura 13 se ilustra su ubicación. El río Subachoque desde La Pradera y Subachoque presenta el comportamiento típico de un río de montaña caracterizado por una pendiente del lecho del fondo entre el 0.64% y 0.95%, ancho de la sección transversal variable entre 2 m y 6 m, macro-rugosidad del lecho con presencia de bloques de roca con tamaños de hasta 2 m aguas arriba del sitio S1 y bloques de roca y gravas con tamaños entre 0.001 m y 0.5 m. Presencia de arenas y material fino (arcilla y limo) como parte del material depositado en el fondo del lecho. Los tramos de estudio se caracterizan por presentar alternadamente zonas de rápidos y de piscinas (*cf.* Fotografía 1 a Fotografía 6).

Tabla 9. Identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Subachoque.

	Sitio	Distancia [Km]	Tramo	Longitud [Km]
Aguas abajo La Pradera	S1	0	S1-S2	2.250
Punto intermedio 1	S2	2.250	S2-S3	3.250
Puente 1	S3	5.500	S3-S4	2.750
Puente 2	S4	8.250	S4-S5	3.850
Punto intermedio 2	S5	12.100	S5-S6	4.300
Aguas arriba Subachoque	S6	16.400		

Con el fin de calibrar el modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos se realizaron las 4 campañas en los sitios de monitoreo para la medición de parámetros de campo y la recolección de muestras de agua para análisis en laboratorio. Las campañas de medición se realizan de acuerdo con la hora programada para la recolección de muestras definida por el modelo de

tiempos de viaje del soluto con fines de hacer el seguimiento de la misma masa de agua que se desplaza hacia aguas abajo.

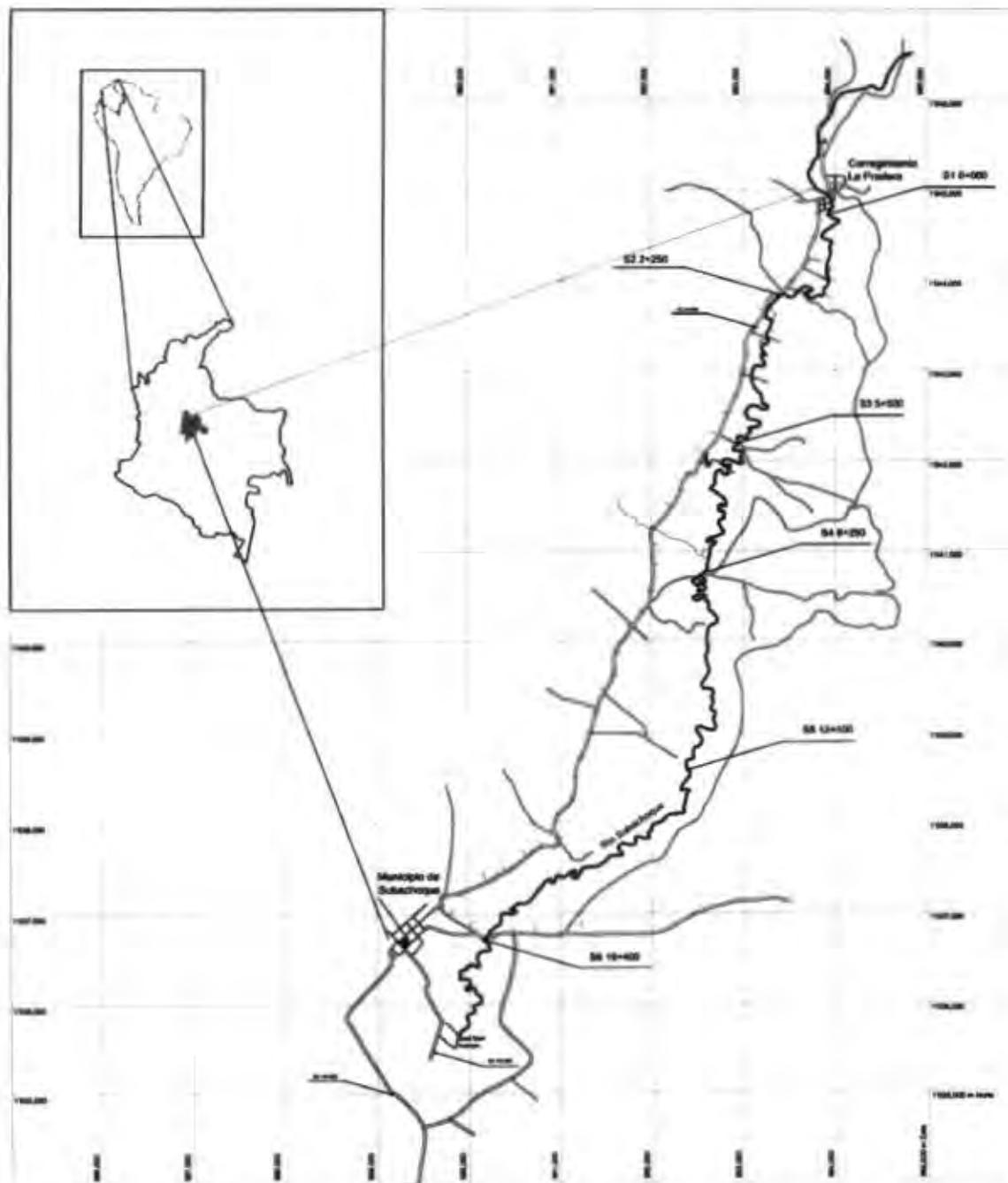


Figura 13. Ubicación e identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Subachoque: El río Subachoque se muestra en línea azul y en línea café las vías de acceso a los sitios de medición.



Fotografía 1. Río Subachoque aguas arriba de La Pradera. Vista hacia aguas arriba.



Fotografía 2. Río Subachoque 1500 m aguas abajo de La Pradera (tomada desde la margen derecha del río).



Fotografía 3. Río Subachoque aguas abajo del sitio S2 de monitoreo (tomada desde la margen derecha del río).



Fotografía 4. Río Subachoque 200 m aguas arriba del sitio S3 de medición. Banco de arena y grava sobre la margen derecha.



Fotografía 5. Río Subachoque a la altura del Sitio S5 de medición (tomada desde la margen derecha).



Fotografía 6. Río Subachoque en kilómetro 16+400 Sitio S6. Vista hacia aguas arriba. Nótese el alto caudal que presenta el río.

Las 4 campañas de medición realizadas bajo diferentes condiciones hidrológicas, incluyeron condiciones de caudales altos, medios y bajos. Las mediciones en campo incluyen la determinación del caudal para lo cual se utiliza el método de aforo por área y velocidad empleando un correntómetro marca OTT (precisión ± 0.01 m en profundidad, ± 0.001 m \cdot s $^{-1}$ en velocidad).

En la Tabla 10 se presentan el resumen de las mediciones realizadas en campo durante las campañas. Se presentaron caudales en rango entre 0.182 y 1.063 m 3 \cdot s $^{-1}$, con un valor promedio de 0.472 m 3 \cdot s $^{-1}$ para las 4 campañas de medición. La temperatura del agua con un promedio de 14.2 °C varía entre los 11.5 y los 16 °C. El pH mínimo registrado es de 6.30, el máximo de 7.00 y el promedio de 6.53. La conductividad varía entre 52.8 y 158.4 μ S \cdot cm $^{-1}$, con un valor promedio de 76.7 μ S \cdot cm $^{-1}$ (cf. Figura 14).

Con relación a los elementos geométricos de las secciones de aforo (Tabla 11 y Tabla 12), para la primera campaña de medición se presentaron las mayores profundidades en las secciones con valores entre 0.26 m y 0.44 m asociadas con los mayores caudales presentados. Las menores profundidades entre 0.15 y 0.29 m se registraron durante las campañas 4 y 2 asociadas a su vez con los menores caudales presentados (cf. Figura 14a y Figura 15, Tabla 10 y Tabla 12). En la Figura 15 se presentan las secciones transversales del río Subachoque en los sitios de aforo y recolección de muestras de agua. Estos perfiles se han trazado con base en las mediciones de profundidad y ancho de sección registradas en los aforos de caudal durante las campañas de medición. Es importante identificar claramente el sitio de medición y comparar con los anteriores con el fin de conservar el mismo sitio de aforo y recolección de muestras.

Tabla 10. Aforos de caudal durante las campañas de medición en el río Subachoque. Se resaltan los resultados de las campañas de caudales altos.

Sitio	Caudal [m 3 \cdot s $^{-1}$]			
	Campaña			
	C1	C2	C3	C4
S1	0.628	0.182	0.278	0.234
S2	0.861	0.799	0.480	0.221
S3	0.862	0.276	0.462	0.188
S4	0.904	0.267	0.338	0.238
S5	1.086	0.373	0.672	0.249
S6	0.897	0.306	0.580	—

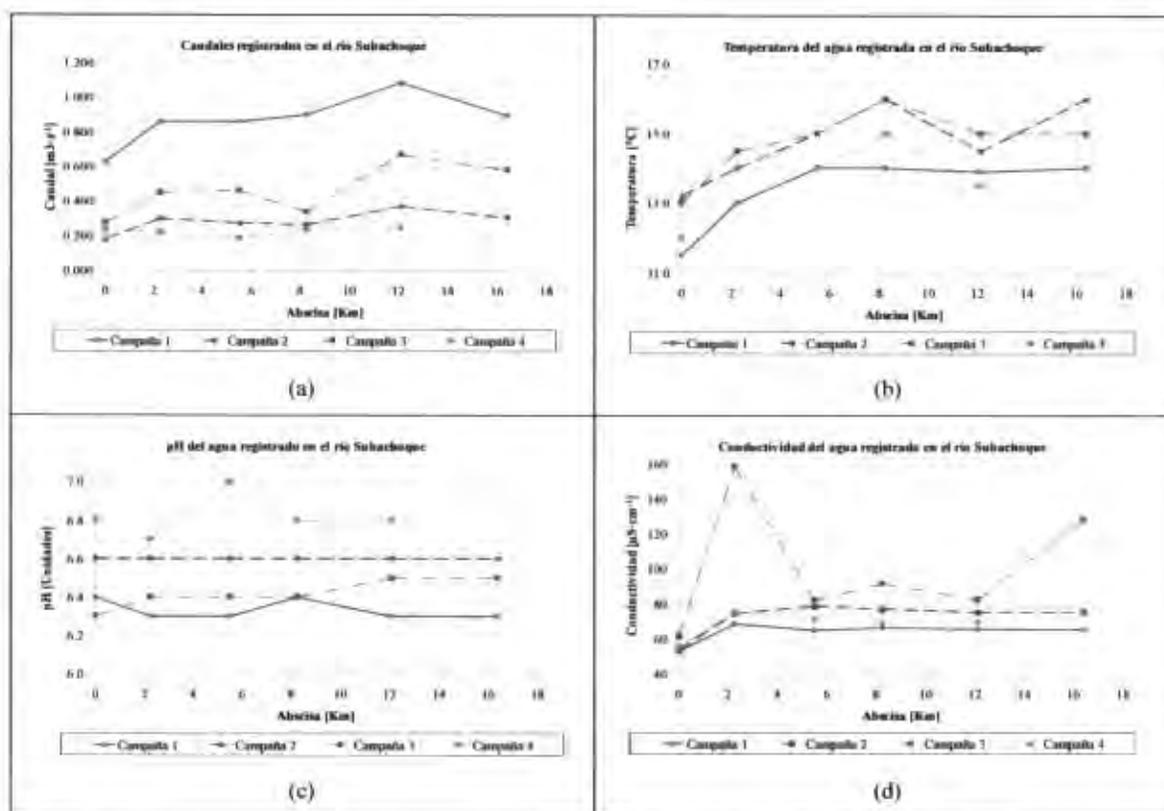


Figura 14. Comportamiento de los determinantes de calidad del agua medidos *in-situ* durante las campañas de medición en el río Subachoque: Caudal (a), temperatura (b), pH (c), y conductividad (d) del agua.

Tabla 11. Elementos geométricos de las secciones transversales en cada sitio de medición durante las campañas en el río Subachoque. Ancho superficial, T ; área mojada, A ; perímetro mojado, P_w .

Sitio	Ancho superficial, T [m]				Área mojada, A [m ²]				Perímetro mojado, P_w [m]			
	Campaña				Campaña				Campaña			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
S1	3.32	3.30	3.00	3.10	1.458	0.811	0.677	0.673	7.321	6.764	6.235	6.422
S2	4.50	5.30	5.45	5.00	1.499	1.022	1.264	1.515	9.429	10.829	11.162	10.405
S3	4.50	3.70	4.00	3.80	1.670	1.078	0.981	1.040	9.332	7.727	8.292	7.762
S4	4.80	4.60	4.80	4.00	1.995	1.271	1.353	0.606	10.278	9.980	10.278	8.182
S5	4.60	4.10	4.80	3.60	1.215	0.581	0.828	0.541	9.430	8.288	9.688	7.362
S6	7.25	6.50	7.00	—	2.844	1.475	1.815	—	14.828	13.119	14.155	—

Tabla 12. Elementos geométricos de las secciones transversales en cada sitio de medición durante las campañas en el río Subachoque. Radio hidráulico, R_h ; profundidad hidráulica, D ; Factor de sección, Z .

Sitio	Radio hidráulico, R_h [m]				Profundidad hidráulica, D [m]				Factor de sección, Z [m]			
	Campaña				Campaña				Campaña			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
S1	0.199	0.120	0.108	0.105	0.439	0.246	0.226	0.217	0.968	0.402	0.321	0.313
S2	0.150	0.094	0.113	0.146	0.333	0.193	0.232	0.303	0.865	0.449	0.609	0.834
S3	0.170	0.139	0.118	0.134	0.371	0.291	0.245	0.274	1.017	0.581	0.485	0.544
S4	0.194	0.127	0.141	0.074	0.416	0.276	0.303	0.152	1.286	0.668	0.799	0.236
S5	0.129	0.070	0.085	0.073	0.264	0.142	0.173	0.150	0.624	0.219	0.344	0.210
S6	0.192	0.112	0.128	—	0.392	0.227	0.259	—	1.781	0.703	0.924	—

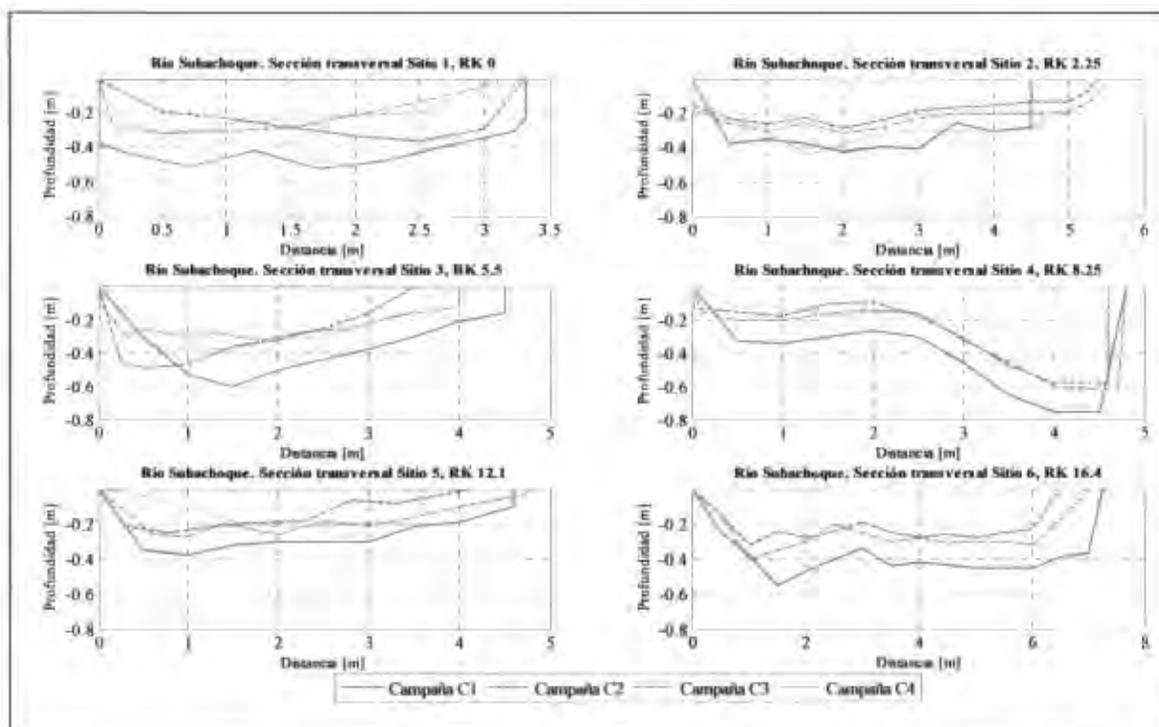


Figura 15. Secciones transversales de los sitios de aforo y toma de muestras de agua en el río Subachoque durante cada campaña de medición.

4.2. Etapa 2: Caracterización microbiológica.

Siguiendo la metodología propuesta, durante las 4 campañas se realizaron mediciones en campo de la temperatura del agua (precisión ± 0.1 °C) y otros parámetros como conductividad y pH por medio de conductivímetros portátiles marca Extech y Mettler Toledo (precisión ± 0.1 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), y pHmetro marca Extech (precisión ± 0.01 unidades), respectivamente (Fotografía 7). En la Tabla 13 se presenta el resumen de las mediciones de campo.

De acuerdo con el laboratorio se siguió un protocolo de muestreo, preservación y transporte de las muestras de agua para los análisis en el laboratorio. A partir de las muestras de agua se determinó en cada uno de los sitios la concentración de organismos patógenos índice: el grupo de bacterias Coliforme Total (CT) y la especie *Escherichia coli* (*E. coli*) (Fotografía 8). Es importante no olvidar que CT y *E. coli* son solamente indicadores de microorganismos potencialmente patogénicos en aguas naturales (Simpson *et al.*, 2002; Chapra, 1997). Adicionalmente se realizó la recolección de muestras de agua para la determinación de la concentración de sólidos suspendidos totales *m* (Fotografía 9 y 10).

Los determinantes de calidad del agua fueron analizados en el Laboratorio de Aguas Residuales de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional – sede Bogotá. Se seleccionaron 6 sitios de muestreo. El número total de muestras analizadas fue de 24 (6x4) considerando seis sitios de



medición y 4 campañas bajo regímenes hidrológicos diferentes en el río Subachoque. Cada una de las 4 campañas se realizaron con una duración total de 0.5 días.

La determinación de la concentración de CT y *E. coli* se realizó siguiendo la técnica de filtración por membrana SM 9222. Las unidades en las que se reportaron los resultados fueron UFC/100 ml. En la Tabla 14 se presenta el resumen de las concentraciones observadas en el río Subachoque durante las campañas de medición.

Los resultados de los análisis en laboratorio para cuantificar los determinantes microbiológicos establecen que el valor mínimo de CT es de $3.8 \cdot 10^3$ UFC/100 ml, concentración obtenida en el sitio S4 durante la campaña de medición C4 (campaña de caudales más bajos). El valor máximo de CT es de $2.7 \cdot 10^6$ UFC/100 ml, obtenido también durante la campaña C4 de caudal bajo en el sitio S1. Esto comprueba que las descargas puntuales de los alcantarillados de las poblaciones (en este caso el municipio de La Pradera) son los que imponen las condiciones más críticas de contaminación en el río más aún en condiciones de caudales bajos. El valor promedio para la concentración de CT observada en las 4 campañas de medición es de $2.32 \cdot 10^5$ UFC/100 ml. En la Figura 16 (a) se presentan gráficamente las concentraciones de CT observadas.

Con relación a la concentración de *E. coli* en los sitios de muestreo, la concentración mínima observada es de $2.40 \cdot 10^2$ UFC/100 ml durante la campaña 4 en el sitio S4. La concentración máxima de $1.10 \cdot 10^5$ UFC/100 ml fue observada en el sitio S1 durante la campaña de medición C2 también de caudal bajo. El valor promedio de observado es de $1.34 \cdot 10^4$ UFC/100 ml. En la Figura 16 (b) se presentan gráficamente las concentraciones de *E. coli* observadas. Nótese que al igual que en el caso de las concentraciones observadas de CT la mayor concentración de *E. coli* se presenta justo aguas abajo de la descarga de agua residual del municipio de La Pradera. En general la concentración observada de *E. coli* es menor que la concentración de CT en 3 órdenes de magnitud en todos los sitios y todas las campañas de medición.

Tabla 13. Resumen de las mediciones en campo durante las campañas de medición en el río Subachoque: caudal, temperatura del agua (T), potencial de hidrógeno (pH), y conductividad. Se resaltan los resultados de las campañas de caudales altos.

Sitio	Caudal [$m^3 \cdot s^{-1}$]				T [$^{\circ}C$]				pH [Unidad]				Conductividad [$\mu S \cdot cm^{-1}$]			
	Campaña				Campaña				Campaña				Campaña			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
S1	0.628	0.182	0.278	0.234	11.5	13.2	13.0	12.0	6.4	6.6	6.3	6.8	52.8	53.5	61.2	55.6
S2	0.861	0.299	0.450	0.221	13.0	14.0	14.5	14.0	6.6	6.6	6.1	6.7	68.5	74.7	158.4	75.4
S3	0.862	0.276	0.462	0.188	14.0	15.0	15.0	14.0	6.5	6.6	6.4	7.0	64.9	78.7	87.5	71.1
S4	0.904	0.267	0.338	0.238	14.0	16.0	16.0	15.0	6.4	6.6	6.4	6.8	66.5	77.1	81.8	69.0
S5	1.086	0.373	0.673	0.249	13.9	14.5	15.0	13.5	6.3	6.6	6.5	6.8	65.8	75.4	82.6	69.8
S6	0.897	0.306	0.580	—	14.0	16.0	15.0	—	6.5	6.6	6.5	—	65.2	75.2	128.0	—

Tabla 14. Resumen de los determinantes de calidad del agua analizados en laboratorio para cada una de las campañas de medición en el río Subachoque: concentración de bacterias Coliformes Totales (CT), concentración de bacterias de la especie *Escherichia Coli* (*E. coli*), sólidos suspendidos totales (SST).

Sitio	Concentración CT [UFC por 100 ml]				Concentration <i>E. Coli</i> [UFC por 100 ml]				SST [$g \cdot m^{-3}$]			
	Campaña				Campaña				Campaña			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
S1	4.50E+05	5.40E+05	3.70E+05	2.70E+06	6.00E+03	1.10E+05	4.10E+04	6.80E+03	41.0	11.0	36.0	51.0
S2	3.50E+05	2.30E+05	1.00E+05	7.40E+04	1.10E+04	3.30E+04	1.90E+04	6.80E+03	39.0	9.0	29.0	10.0
S3	6.60E+04	7.90E+04	6.70E+04	2.80E+04	9.00E+03	1.00E+04	1.60E+04	1.30E+03	17.0	12.0	20.0	9.0
S4	2.70E+04	4.80E+04	2.40E+04	3.80E+03	4.80E+03	5.00E+03	5.50E+03	2.40E+02	22.0	9.0	32.0	17.0
S5	3.20E+04	8.00E+04	2.20E+04	5.00E+03	4.50E+03	1.00E+04	2.80E+03	1.10E+03	34.0	7.0	28.0	17.0
S6	1.40E+04	1.00E+04	2.40E+04	–	1.40E+03	1.40E+03	2.50E+03	–	61.0	18.0	59.0	–



Fotografía 7. Medición de determinantes de calidad de agua *in-situ*. Medidor portátil de conductividad (sobre el suelo) y de pH.



Fotografía 8. Muestra de agua en recipiente esterilizado para análisis microbiológico en laboratorio.



Fotografía 9. Recolección de muestra integrada de agua en recipiente para preservación y transporte al laboratorio.



Fotografía 10. Preservación y embalaje de muestras de agua para transporte al laboratorio.

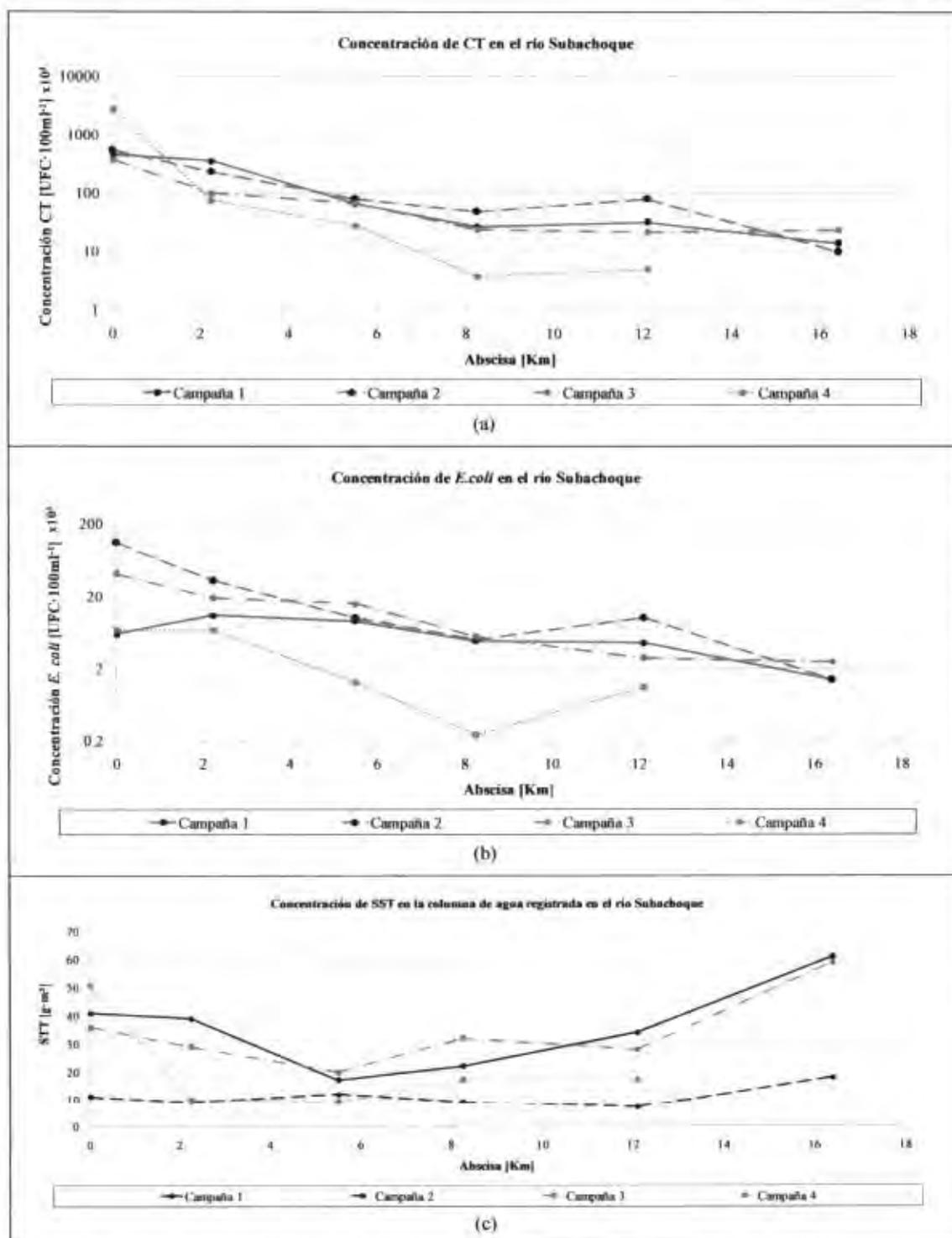


Figura 16. Resultados de los análisis de laboratorio de los determinantes de calidad del agua en los sitios de medición del río Subachoque: concentración de Coliformes Totales CT (a), concentración de *E.coli* (b), concentración de sólidos suspendidos totales SST (c).

Es importante mencionar que los estándares ambientales en Colombia establecen que desde el punto de vista microbiológico la concentración de CT y de *E. coli* en el agua para consumo humano debe ser de 0 UFC/100 ml (Decreto 475 de 1998). De igual manera en Colombia el Decreto 1594 de 1984 establece como criterio de calidad admisible para la destinación del recurso para consumo humano y doméstico que la concentración de coliformes totales y de coliformes fecales debe ser inferior a 20.000 y 2.000 microorganismos por cada 100/ml expresados como NMP, respectivamente, siendo este el valor admisible cuando para potabilización se requiera únicamente tratamiento convencional. Cuando se requiera solo desinfección el valor admisible para coliformes totales es de 1.000 microorganismos por 100 ml expresados como NMP. Adicionalmente, con relación al uso agrícola del agua, el NMP de coliformes totales no deberá exceder de 5000 cuando se utilice para riego de frutas que se consuman sin quitar la cáscara y para hortalizas de tallo corto, y de 1000 NMP para coliformes fecales.

En este sentido y guardando proporciones en cuanto a las unidades en las que se establecen los estándares ambientales (NMP/100 ml vs UFC/100 ml), nótese que las concentraciones de CT y *E. coli* observadas en los tramos de estudio del río Subachoque durante las 4 campañas de medición están por encima de los valores máximos permitidos por los estándares ambientales. Por tanto no es viable el uso del agua del río Subachoque para consumo humano directo. El uso del agua del río Subachoque para consumo humano directo y/o uso agrícola de efectuarse debería hacerse con reserva. Se recomienda que para su suministro se realice un análisis de calidad del agua específico.

Como se mencionó en la sección 2.5 un factor de importancia en el proceso de transporte y decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales es la cantidad de sólidos en suspensión transportados, ya que dependiendo de la concentración y tipo de sedimentos, las bacterias pueden adherirse y sedimentarse con estos contribuyendo al decaimiento de organismos patógenos en la corriente, *i.e.* pérdida de bacterias por sedimentación. En este sentido y adicional a los análisis de CT y *E. coli* se determinó por medio de análisis en laboratorio la concentración de SST en los sitios de medición (Tabla 14).

La determinación de la concentración de SST se realizó siguiendo el procedimiento del *Standard Methods SM 2540* (APHA/AWWA/WEF, 2005) *i.e.* determinando el peso seco de sólidos retenidos en filtro de 2,0 mm (o menor). Las unidades en las que se reportó la concentración de SST fueron mg/l.

La concentración de SST varía entre 7 y 61 mg/l con un valor promedio para las 4 campañas de 26 mg/l. Nótese que las mayores concentraciones de SST se presentaron durante las campañas C1 y C3, *i.e.* las campañas de caudales altos, lo cual revela el aumento en la capacidad de transporte de



sólidos de la corriente para caudales altos. En la Figura 16 (c) se presentan gráficamente las concentraciones de SST observadas durante las campañas de medición en los sitios de estudio del río Subachoque.

4.3. Etapa 3: Modelo para el transporte de organismos patógenos.

Siguiendo la etapa 3 de la metodología propuesta se utiliza el modelo de transporte acoplado MDLC-ADZ de acuerdo con las recomendaciones de Less *et al.* (1998), Less *et al.* (2000) y (Camacho y Lees, 2000). Se implementa el algoritmo para el transporte de los organismos patógenos índice en tiempo discreto para calcular la concentración de organismos a la salida del elemento computacional a partir de la ecuación [55] en condiciones de flujo permanente, sin aportes de caudal lateral y tiempo discreto.

4.4. Etapa 4: Modelo de decaimiento de organismos patógenos.

La tasa de decaimiento de bacterias del grupo CT y de la especie *E. coli* es la propuesta por Chapra (1997) tal como se describió en la sección 3.3, definida por la ecuación [54]. Para definir la concentración de SST se acopla el modelo de transporte de SST definido por la ecuación [56].

4.5. Etapa 5: Implementación del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Con el fin de simular el transporte y decaimiento de CT y *E. coli* en el río Subachoque y siguiendo la etapa 5 de la metodología propuesta, se implementa el modelo acoplado para el transporte y decaimiento. El algoritmo del modelo matemático elaborado por Camacho y Lees (1999, 2000) es implementado en el lenguaje de programación MATLAB (MathWorks, Inc., 2008). La implementación del algoritmo para el transporte de organismos patógenos requiere del cálculo de los parámetros del modelo ADZ que representan el tiempo de viaje promedio en el tramo (\bar{t}) y el tiempo de primer arribo o retraso advectivo entre la entrada y la salida del tramo (τ).

4.6. Etapa 6(a): Calibración objetiva del modelo hidráulico y de transporte.

La base de la caracterización hidráulica de los tramos del río de montaña y la calibración del modelo de transporte es la realización de experimentos con trazadores que permiten definir los parámetros fundamentales, tales como el tiempo medio de viaje o el tiempo de retención hidráulica, el tiempo de arribo de sustancias disueltas en la corriente, y la fracción dispersiva o el coeficiente de dispersión longitudinal dependiendo del modelo de transporte seleccionado. Adicionalmente los datos de los experimentos permiten evaluar el grado de importancia de las zonas muertas en el tramo de estudio.

A partir de tres experimentos con trazadores realizados durante la tercera campaña de medición en los tramos S1-S2, S2-S3, S3-S4 se realiza la calibración integrada del modelo MDLC-ADZ para estimar los parámetros \bar{t} y τ , y los parámetros asociados con las características hidráulicas del canal pendiente longitudinal S_o , n de Manning, ancho base del canal W_o , y la fracción dispersiva DF o el coeficiente de retraso del soluto β .

Los parámetros S_o , n , y W_o es necesario calibrarlos ya que en los ríos de montaña las características físicas del canal, *i.e.* pendiente longitudinal del fondo del canal, ancho de la sección transversal y rugosidad del lecho, varían considerablemente entre tramos e incluso en el mismo tramo. De aquí la importancia de estimar estos parámetros de forma efectiva para el tramo.

Adicionalmente es importante recordar que DF es igual a $1 - \tau/\bar{t}$, y es una medida de la fracción del volumen del tramo responsable de la dispersión (ver Ecuación [33]). DF es la variable del modelo ADZ que define la relación del volumen del tramo que puede considerarse completamente mezclado y el volumen total del tramo, o la relación entre el tiempo que el soluto sufre dispersión y el tiempo medio de viaje (\bar{t}). Esta variable está relacionada con los parámetros de calibración del modelo ADZ por la Ecuación [33]. Por su parte β es un coeficiente de "retraso del soluto", el cual bajo condiciones de mezcla completa en la sección transversal depende de la relación entre el área transversal de la zona de almacenamiento temporal A_s y el área de la sección transversal del canal principal A (ver Ecuación [31]).

Como datos iniciales se tiene el pulso de entrada del trazador (NaCl, sal común de mesa) en el sitio de inyección aguas arriba del tramo (S1, S2, o S3, de acuerdo con el tramo) y la curva de concentración en el sitio aguas abajo de la inyección o a la salida del tramo (S2, S3, o S4, según el tramo). En la Figura 17 se presentan las hidrógrafas, el pulso de entrada, y la concentración observada aguas abajo de la inyección durante los experimentos con trazadores realizados en los tramos S1-S2, S2-S3, y S3-S4.

A partir del experimento con trazador conservativo realizado en el tramo S1-S2, se procede a calibrar el modelo de transporte de solutos MDLC-ADZ. La calibración se realiza por medio de dos procedimientos con fines de comparar resultados. El primero es la exploración del mejor conjunto de parámetros por medio de simulaciones de Monte-Carlo. El segundo es la implementación del método de optimización global *shuffled complex evolution* desarrollado en la Universidad de Arizona (SCE-UA) siguiendo las recomendaciones de Duan *et al.* (1994) para su óptimo uso.

Independiente del procedimiento de calibración se identificó el mejor modelo (parámetros y estructura) que represente el transporte de solutos aplicando la metodología *Generalized Likelihood*



Uncertainty Estimation (GLUE, Beven y Binley, 1992) implementada en la herramienta Monte-Carlo Analysis Toolbox (MCAT, Lees y Wagener, 2000).

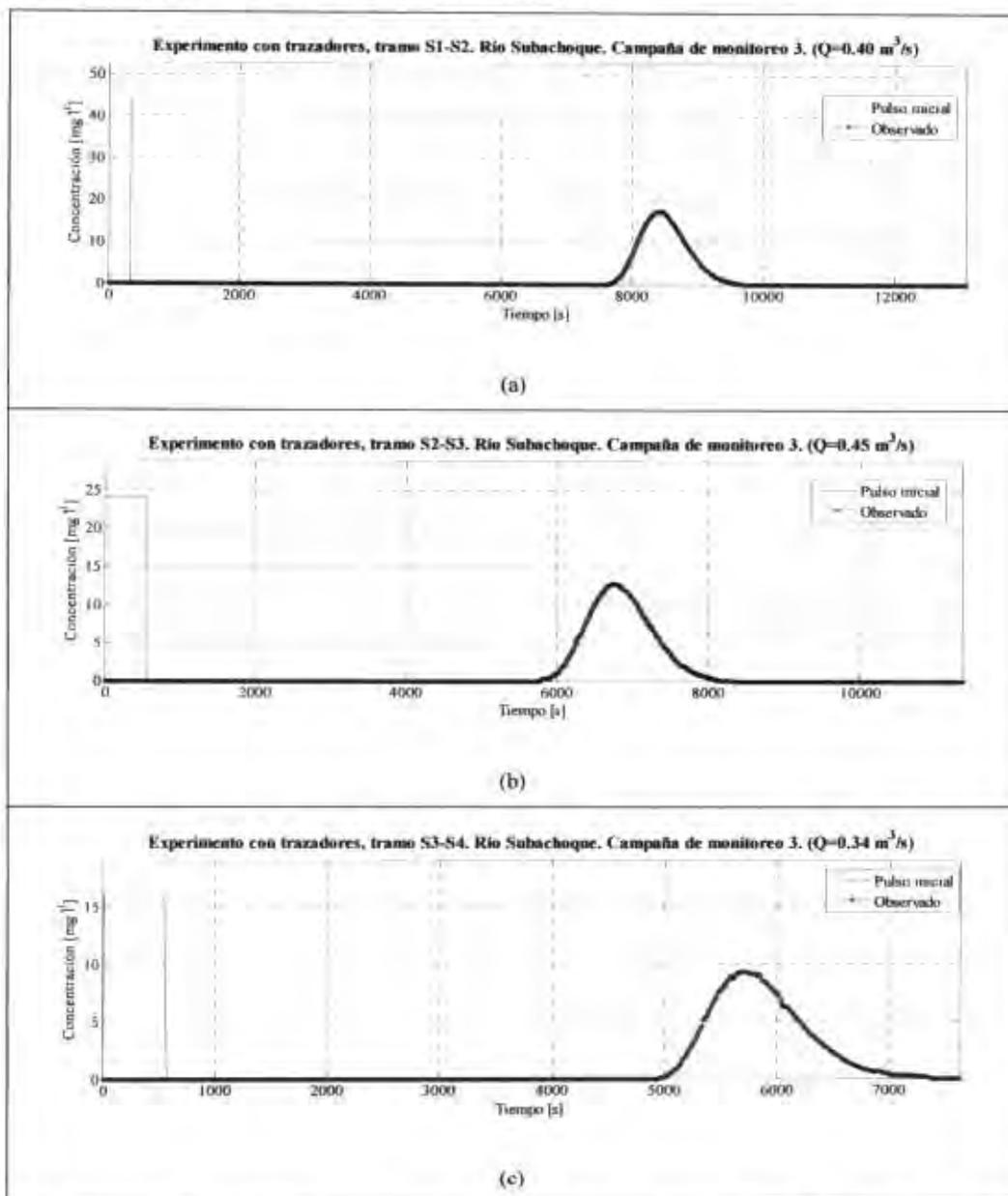


Figura 17. Hidrógrafas y resultados de los experimentos con trazadores realizados durante la campaña de medición C3 para la calibración del modelo ADZ-MDLC en el tramo del río Subachoque (a) S1-S2, (b) S2-S3, y (c) S3-S4.

Los resultados establecen que al aplicar el procedimiento de calibración por medio de simulaciones las funciones objetivo más representativas son R^2 y $Bias$. Los resultados obtenidos de acuerdo con las funciones objetivo $RMSE$ y MAE son similares a los obtenidos con R^2 , por tanto se considera suficiente señalar el análisis de acuerdo con las funciones objetivo R^2 y $Bias$.

Por su parte al aplicar el procedimiento de calibración por medio del método de optimización global SCE-UA, las funciones objetivo más representativas son R^2 y APB . De nuevo los resultados obtenidos de acuerdo con las funciones objetivo $RMSE$ y MAE son similares a los obtenidos con R^2 , por tanto se considera suficiente señalar el análisis de acuerdo con las funciones objetivo R^2 y APB .

En la calibración del modelo integrado MDLC-ADZ para el tramo S1-S2 se exploran los parámetros n , W_o , S_o en los rangos que se presentan en la Tabla 15 y el valor de DF se establece en 0.27 siguiendo las recomendaciones hechas en el trabajo de González (2008). Se utiliza la ecuación de Manning y se supone que la sección transversal es la de un canal rectangular.

Del mismo modo se realizó la calibración del modelo MDLC-ADZ para el tramo S2-S3. En este caso se calibran los parámetros n , W_o , S_o , y DF . Finalmente se realiza la calibración del modelo MDLC-ADZ para el tramo S3-S4, con parámetros de calibración n , W_o , S_o , y DF . En la Tabla 15 se presentan los rangos de los parámetros de calibración.

Tabla 15. Rangos de los parámetros para la calibración del modelo integrado de transporte MDLC-ADZ para los tramos S1-S2, S2-S3, y S3-S4 del río Subachoque.

Parámetro	Rango de calibración por tramo		
	S1-S2	S2-S3	S3-S4
Longitud del tramo (m)	2220	3250	2750
Caudal trazadores (mcs)	0.400	0.462	0.338
n de Manning	[0.04 0.18]	[0.02 0.09]	[0.03 0.07]
S_o (pendiente longitudinal, ‰)	[0.55 1.20]	[0.50 1.15]	[0.50 1.11]
W_o (ancho base (m))	[3.0 8.0]	[3.0 6.5]	[3 6.5]
α (modelo lineal)	0	0	0
β (A/A)	0	0	0
n_o	0	0	0
DF	0.270	[0.01 0.60]	[0.10 0.35]

En la Figura 18 se presentan los gráficos de dispersión de la “superficie” paramétrica de los parámetros n , W_o , y S_o para el tramo S1-S2 (a), y de los parámetros n , W_o , S_o , y DF para los tramos S2-S3 (b) y S3-S4 (c). En cada uno de los gráficos de dispersión se presenta la proyección del espacio paramétrico en una dimensión, donde cada punto representa el valor de la variable asociada con el conjunto de parámetros, la función objetivo es el coeficiente R^2 de Nash. De acuerdo con Less y Wagener (2000) la “superficie” del gráfico de dispersión representa la mejor parametrización del modelo para un valor dado del parámetro. Si se observa claramente que esta superficie tiene definido un mínimo entonces puede considerarse la identificación del parámetro como buena, *i.e.* el parámetro es identificable.

Adicionalmente en el análisis posterior de calibración se debe tener en cuenta la distribución paramétrica: gráficos (d), (e) y (f) de la Figura 18. En estos gráficos el rango de cada parámetro se divide en 20 intervalos de clase de igual ancho. Las probabilidades de cada contenedor se suman y se dividen por la suma de los valores del parámetro dentro del intervalo de clase. De esta manera



se obtiene la distribución del parámetro con relación a la función objetivo. Los valores D que se obtienen de la distribución se grafican como barras en términos de probabilidad. Debe recordarse que en el caso de las simulaciones de Monte-Carlo la población inicial tiene una distribución uniforme.

Los gráficos de distribución paramétrica complementan la información de los gráficos de puntos de la “superficie” de respuesta de los parámetros, y en conjunto permiten establecer el valor óptimo del parámetro para el mejor modelo y su probabilidad. Nótese que la identificación de los parámetros \bar{t} y τ es buena, ya que para los 3 tramos el valor de la R^2 es mayor que 0.987, alcanzando la mejor ajuste los parámetros del modelo del tramo S2-S3 ($R^2=0.994$). La concavidad más definida en los gráficos del parámetro \bar{t} revela que éste presenta mayor identificabilidad que el parámetro τ (c.f. Figura 18).

Con relación a los gráficos de la distribución paramétrica para cada tramo, gráficos (d), (e) y (f) de la Figura 18, observese que el parámetro más identificable además de \bar{t} es el coeficiente de rugosidad, el cual varía entre 0.053 y 0.153. Los altos valores del coeficiente de rugosidad obtenidos son propios de ríos de montaña caracterizados por la presencia de macrorugosidades, bloques de rocas y boldos que sobresalen de la lámina de agua, secuencias alternadas de piscinas y escalones o de piscinas y rápidos. La pendiente del lecho del fondo varía entre 0.64% y 0.95% y el ancho base entre 4 y 6 m. En la Tabla 16 se presentan los resultados de calibración de los parámetros hidráulicos de los tramos S1-S2, S2-S3 y S3-S4.

Tabla 16. Resultados de calibración del modelo MDLC-ADZ. Parámetros hidráulicos para el tramo S1-S2 del río Subachoque (n =coeficiente de Manning; W_b =ancho base del tramo; S_b =pendiente longitudinal; β =coeficiente de retraso del soluto; R^2 =coeficiente de Nash-Sutcliffe).

Tramo	n Manning	Ancho W_b	Pendiente S_b	β (As/A)	DF [adim]	R^2
S1-S2	0.153	5.46	0.95	0.000	0.270	0.992
S2-S3	0.048	5.71	0.73	0.000	0.328	0.994
S3-S4	0.053	4.15	0.64	0.000	0.216	0.987

A partir de los parámetros hidráulicos calibrados se determinan los parámetros del modelo ADZ \bar{t} y τ . En la Tabla 17 se presentan los valores de éstos parámetros.

Tabla 17. Parámetros para los tramos del río Subachoque desde el sitio de inyección, $L = 2220$ m. Tramo S2-S3 del río Subachoque desde el sitio de inyección, $L = 3250$ m. Tramo S3-S4 desde la inyección $L = 2750$ m. (\bar{t} =tiempo medio de viaje; τ =tiempo de retraso advectivo; DF =fracción dispersiva; TR =tiempo de retraso; R^2 =coeficiente de Nash-Sutcliffe).

Tramo	τ [s]	\bar{t} [s]	DF [adim]	TR [s]	R^2
	MDLC-ADZ	MDLC-ADZ			
S1-S2	6288	8614	0.270	2326	0.992
S2-S3	4680	6962	0.328	2282	0.994
S3-S4	4174	5979	0.302	1805	0.985

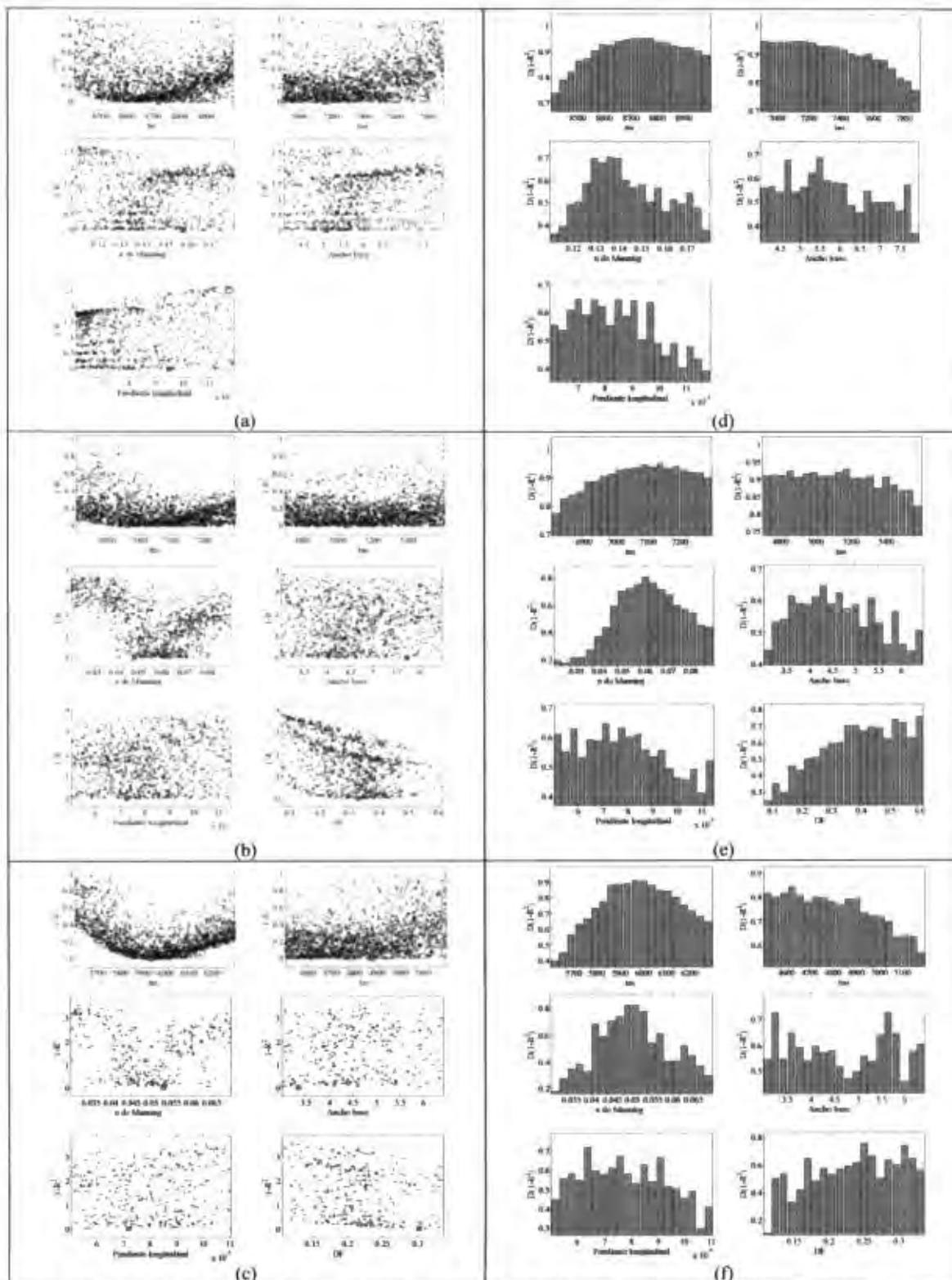


Figura 18. Resultados de calibración del modelo integrado MDLC-ADZ para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C3 de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta: (a) Calibración tramo S1-S2, (b) tramo S2-S3, (c) tramo S3-S4; y distribución paramétrica: Calibración tramo (d) S1-S2, (e) tramo S2-S3, (f) tramo S3-S4.



En cuanto a la sensibilidad del modelo, al observar la Figura 19 se aprecia claramente que las distribuciones de frecuencia acumulada del tiempo medio de viaje \bar{t} presenta una mayor diferencia que el tiempo de retraso advectivo τ , *i.e.* el modelo presenta mayor sensibilidad en el cambio del parámetro \bar{t} , siendo más apreciable esta sensibilidad en el tramo S3-S4. Por otra parte en todos los tramos el modelo MDLC-ADZ presenta más sensibilidad con el parámetro asociado con el coeficiente de rugosidad n . El modelo presenta la menor sensibilidad con el parámetro relacionado con el ancho base y la pendiente longitudinal del canal en los tramos S2-S3 y S3-S4.

Con relación al análisis de incertidumbre aplicado durante el proceso de calibración utilizando la herramienta MCAT permite establecer las bandas de confianza del modelo de salida. La Figura 20 muestra los resultados del análisis de incertidumbre de la calibración del modelo integrado MDLC-ADZ para los tramos S1-S2, S2-S3, y S3-S4, partes (a), (b), y (c), respectivamente. En esta figura se presenta la respuesta de salida del mejor modelo (línea gruesa negra) y la franja entre los límites de confianza del 5% y del 95% del modelo de salida definidos de acuerdo con la metodología GLUE. Entre más estrecha sea la banda menor incertidumbre presentará el modelo. Los datos observados se presentan como puntos azules. Nótese como el mejor modelo en casi todos los casos simula con precisión los datos observados y se encuentra dentro de la banda de confianza, excepto para el caso de la calibración del modelo MDLC-ADZ para el sitio S3-S4 (parte, c).

Una vez establecidos los parámetros hidráulicos y de tiempo de viaje se realizan las curvas de calibración profundidad – caudal y velocidad – caudal, utilizando el modelo MDLC calibrado con diferentes valores de caudal en un rango de 0.188 y 1.086 m³·s⁻¹. Para cada una de las curvas se establecen los coeficientes α y β de los tramos a partir de los cuales se calcula la profundidad de la lámina de agua en los tramos a lo largo del río. En la Tabla 18 se presentan los coeficientes de las curvas para los tramos del río Subachoque. En la Figura 21 se presentan las curvas de calibración.

Tabla 18. Coeficientes α y β para las curvas de calibración velocidad (U) - caudal (Q) y profundidad (H) - caudal (Q). R^2 es el coeficiente de Nash.

Curva de calibración $U=\alpha Q^\beta$					Curva de calibración $H=\alpha Q^\beta$				
Tramo	N_{obs}	α	β	R^2	Tramo	N_{obs}	α	β	R^2
S1	19	0.362	0.373	0.995	S1	19	0.506	-0.628	0.992
S2	19	0.680	0.386	0.996	S2	19	0.257	-0.614	0.996
S3	19	0.684	0.375	0.994	S3	19	0.353	0.626	0.995
S4-S6	19	0.645	0.381	0.992	S4	19	0.310	0.619	0.993

Una vez definidos los parámetros hidráulicos y del modelo de transporte se procede a calibrar el modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos. En la siguiente sección se describe el procedimiento de calibración y se presentan los resultados.

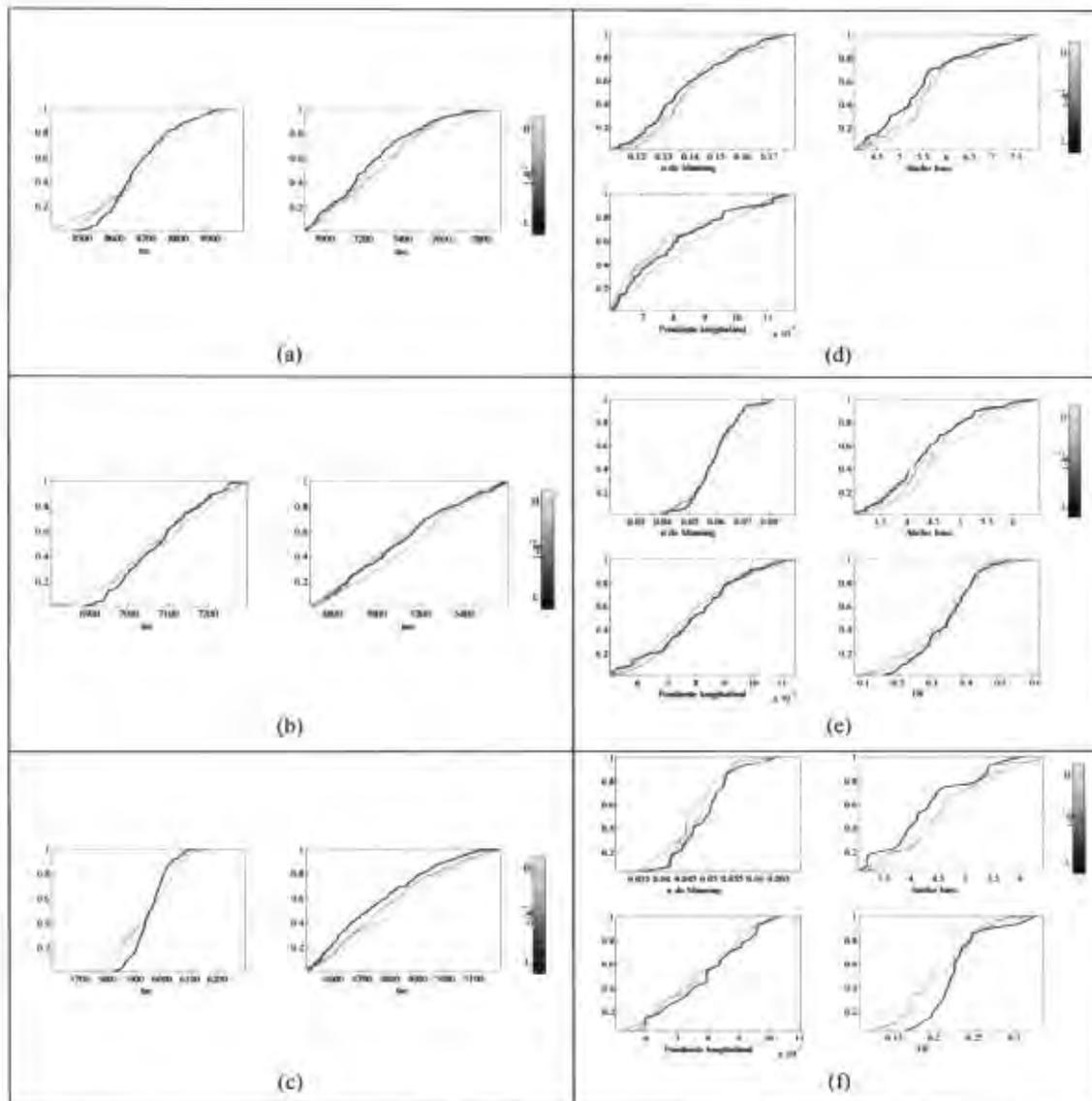


Figura 19. Sensibilidad regional de los resultados de calibración del modelo ADZ y MDLC-ADZ para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C3. Calibración modelo ADZ: (a) tramo S1-S2, (b) tramo S2-S3, (c) tramo S3-S4. Calibración modelo MDLC-ADZ: (d) tramo S1-S2, (e) tramo S2-S3, (f) tramo S3-S4. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugiere sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

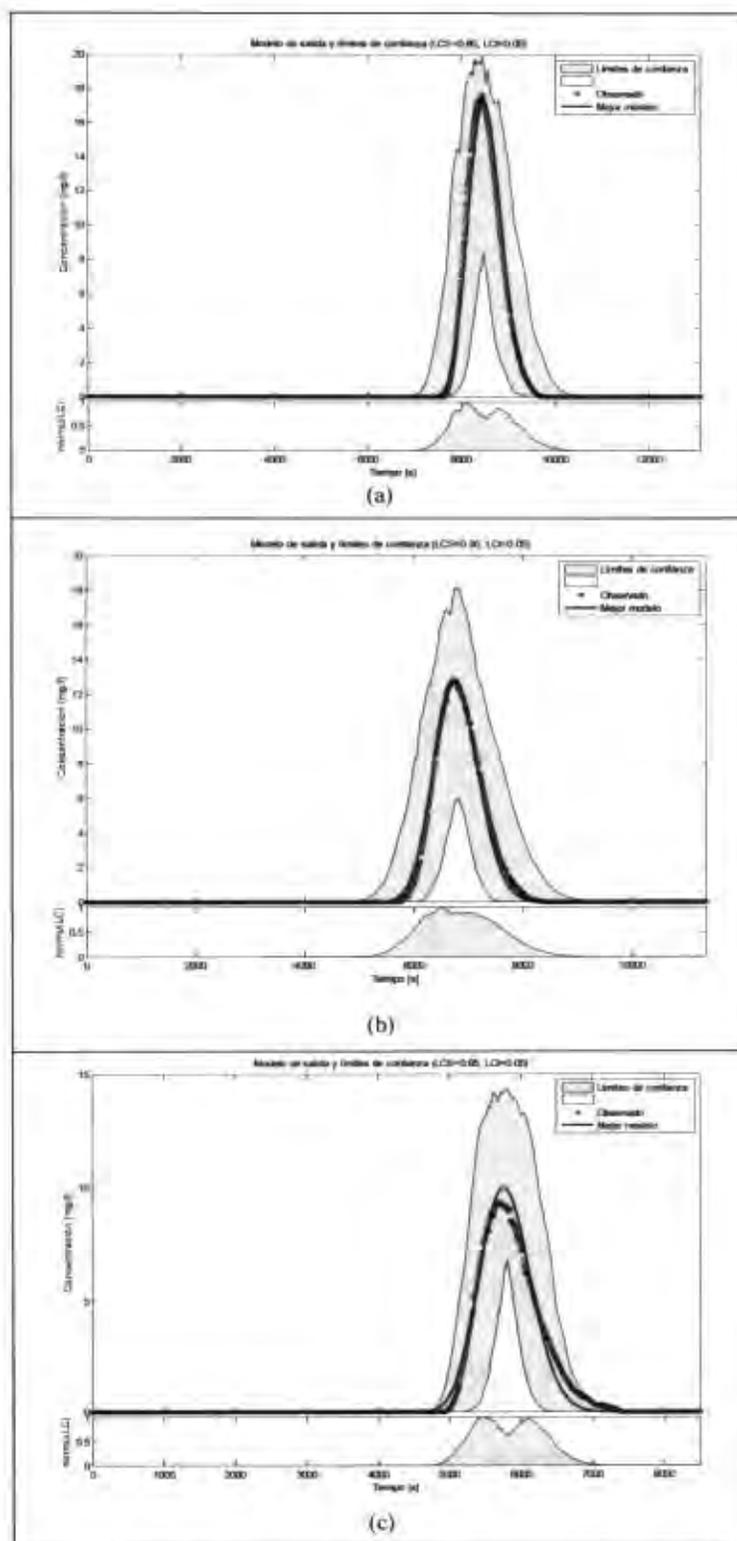


Figura 20. Análisis de incertidumbre de los resultados de calibración del modelo integrado de transporte MDLC-ADZ para los tramos (a) S1-S2, (b) S2-S3, (c) S3-S4. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior, LCI=límite de confianza inferior, $norm(\Delta LC)$ =diferencia normalizada entre los límites de confianza).

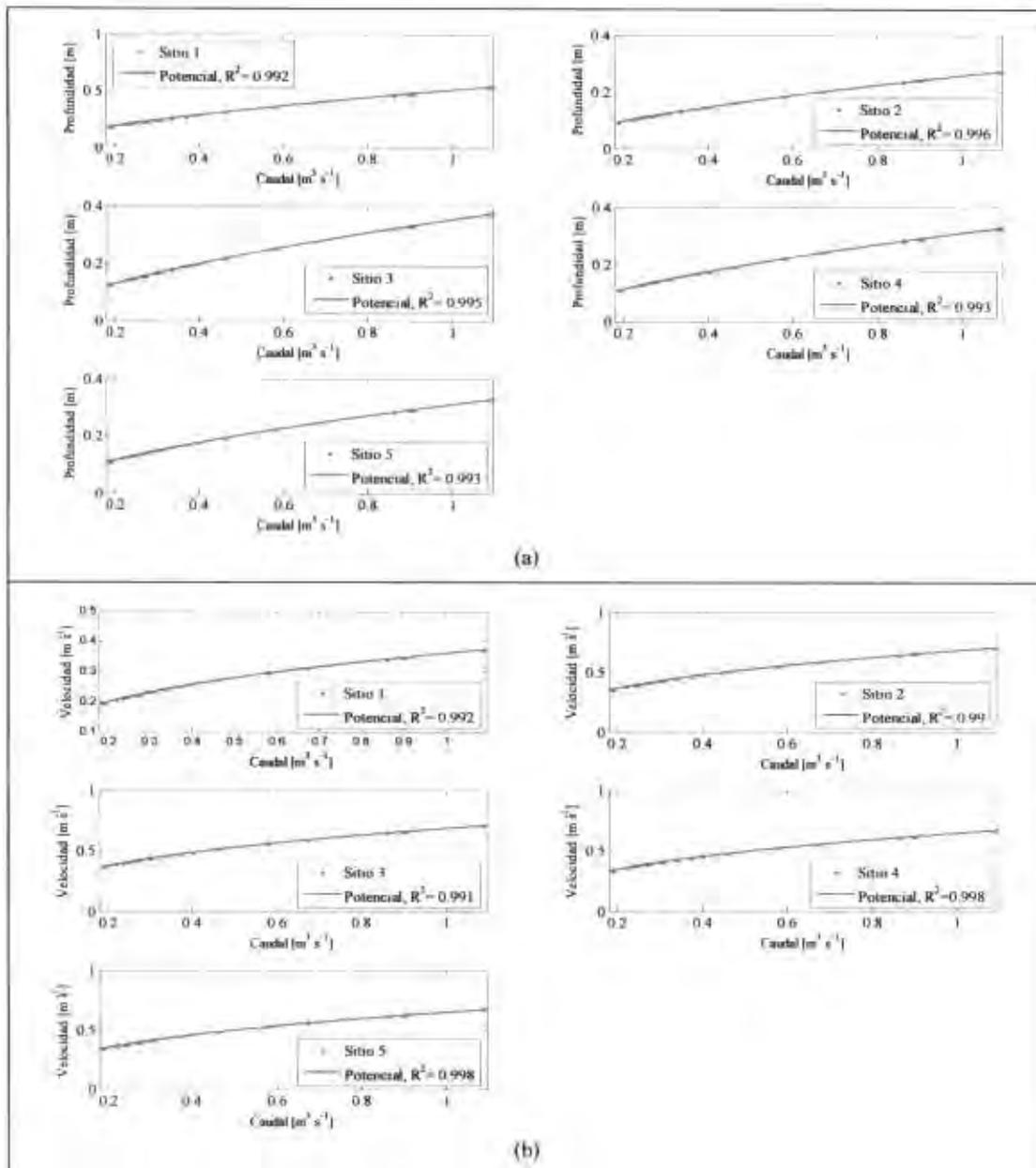


Figura 21. Curvas de calibración (a) profundidad (H) contra caudal (Q), y (b) velocidad del flujo (U) contra caudal (Q) en los sitios de aforo y toma de muestras de agua del río Subachoque.

4.7. Etapa 6b: Calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Una vez calibrado el modelo integrado para el transporte de organismos patógenos y definidos los parámetros hidráulicos (n , W_{os} , S_o) y del modelo de transporte (\bar{t} , τ , DF) y con el fin de simular el transporte y decaimiento de CT y *E. coli* en el río Subachoque, se procede a implementar el modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos con base en las mediciones de



las campañas realizadas en el río. En este sentido se siguen las definiciones presentadas en las secciones 3.3 de acuerdo con las recomendaciones de la sección 3.4.

Al igual que para el caso de la calibración del modelo MDLC-ADZ, el algoritmo del modelo matemático acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos es elaborado en el lenguaje de programación MATLAB. La calibración del modelo se realiza utilizando las mediciones directas de los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos definidos en la sección 4.1, *i.e.* SST, CT, y *E. coli*, en cada una de las estaciones de control definidas por sitio. Para el ajuste de los parámetros calibrados se utiliza la información correspondiente a diferentes periodos hidrológicos.

El parámetro fundamental asociado con el decaimiento de organismos patógenos, la tasa de pérdida total de bacterias coliformes, k_p , se determina mediante la calibración del modelo de calidad del agua con base en el reporte de las mediciones de laboratorio en las unidades acordadas a partir de las muestras recolectadas en los diferentes puntos de muestreo definidos.

Con el fin de identificar el mejor *modelo*, *i.e.* estructura y parámetros, que represente el transporte y destino de organismos patógenos en los tramos del río Subachoque se realiza la calibración del modelo de patógenos, ecuación [28] acoplada con la tasa de pérdida total de bacterias coliformes, ecuación [54]. Se recomienda para la calibración del modelo la exploración de las siguientes cuatro opciones:

1. calibración directa de una tasa global de decaimiento de CT y de *E. coli*, k_p .
2. calibración de la tasa de decaimiento de CT y de *E. coli* teniendo en cuenta 4 parámetros globales de calibración a_m , I_0 , k_d , y v_s iguales para todos los tramos
3. calibración de la tasa de decaimiento considerando los 4 parámetros anteriores, pero realizando la estimación global de a_m y de I_0 (iguales para todos los tramos), mientras que los parámetros k_d , y v_s se estiman por tramo.
4. calibración de la tasa de decaimiento acoplando el modelo de transporte de sólidos en suspensión totales SST considerando los 4 parámetros anteriores (estimación global de a_m y de I_0 iguales para todos los tramos, y de los parámetros k_d , y v_s por tramo) más 3 parámetros adicionales del modelo de transporte de SST: v_r , estimada por tramo; ρ , ϕ , estimadas globalmente.

La primera opción tiene la desventaja de que no en todos los tramos del río las condiciones hidráulicas son necesariamente las mismas. En esta opción por lo tanto debe calibrarse una tasa global para diferentes caudales e intentar derivar una relación Q versus k_p que permita la

utilización del modelo en predicción bajo un caudal determinado. La segunda opción recomendada puede constituir un modelo parsimonioso de alta capacidad predictiva bajo diferentes condiciones hidráulicas e hidrológicas en la corriente. Sin embargo, tiene la misma limitación que la primera opción si las condiciones no son uniformes en la corriente.

La tercera y cuarta opción permite considerar valores de los parámetros diferentes por tramo de calibración, lo cual puede ser ventajoso y necesario si las condiciones son claramente no uniformes entre tramos. Sin embargo, se pierde la parsimonia del modelo y el potencial de sobreparametrización con los consecuentes problemas de interacción paramétrica, pérdida de identificabilidad de los parámetros y falta de sentido físico de los mismos. La cuarta opción tiene la ventaja adicional de que representa el transporte de sólidos suspendidos y permite determinar las características físicas de los sólidos en los sedimentos en el fondo del río con capacidad de resuspenderse.

Con el fin de identificar el mejor modelo (estructura y parámetros) que represente el transporte y destino de organismos patógenos en el río Subachoque se utiliza para las cuatro opciones de exploración el método de optimización global SCE-UA y la metodología *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE, Beven y Binley, 1992) implementada en la herramienta *Monte-Carlo Analysis Toolbox* (MCAT, Lees y Wagener, 2000). Esto permite que los parámetros puedan ser aplicados en la validación bajo condiciones hidrológicas diversas y que puedan complementar o compararse con los encontrados en otros estudios (cf. Sección 2.2.2). A continuación se presentan los resultados de calibración de cada una de las opciones 1 y 4 por considerarse las más representativas.

4.7.1. Calibración directa de la tasa total de decaimiento de CT y *E. coli*.

Siguiendo la opción de calibración 1 se calibra directamente la tasa total de decaimiento de organismos patógenos para cada tramo, *i.e.* 5 parámetros de calibración, 1 para cada uno de los tramos S1-S2, S2-S3, S3-S4, S4-S5, S5-S6. En la Figura 22 se presentan los resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C2 siguiendo la opción de calibración 1. Se presentan los gráficos de dispersión que representan la proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro en la calibración de (a) CT, y la calibración de (b) *E. coli*. Adicionalmente se presenta la distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 en la calibración de (c) CT, y en la calibración de (d) *E. coli*. Nótese que el único parámetro identificable en el rango de calibración es la tasa de decaimiento kb_2 para el tramo S1-S2.



Con relación al análisis de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos, en la Figura 23 se presentan los gráficos de MCAT con la respuesta de salida y la banda de confianza del mejor modelo. En los gráficos (a) y (c) se presentan los resultados de calibración para CT y en los gráficos (b) y (d) los resultados de calibración para *E. coli*.

En la Tabla 19 se presentan los resultados de calibración de la tasa de decaimiento de CT de acuerdo con la función objetivo R^2 . El valor promedio de la tasa de decaimiento de acuerdo con la función objetivo R^2 es de 8.07 d^{-1} .

En la Tabla 20 se presentan los resultados de calibración de la tasa de decaimiento de *E. coli* de acuerdo con la función objetivo R^2 . El valor promedio de la tasa de decaimiento de acuerdo con la función objetivo R^2 es de 8.12 d^{-1} .

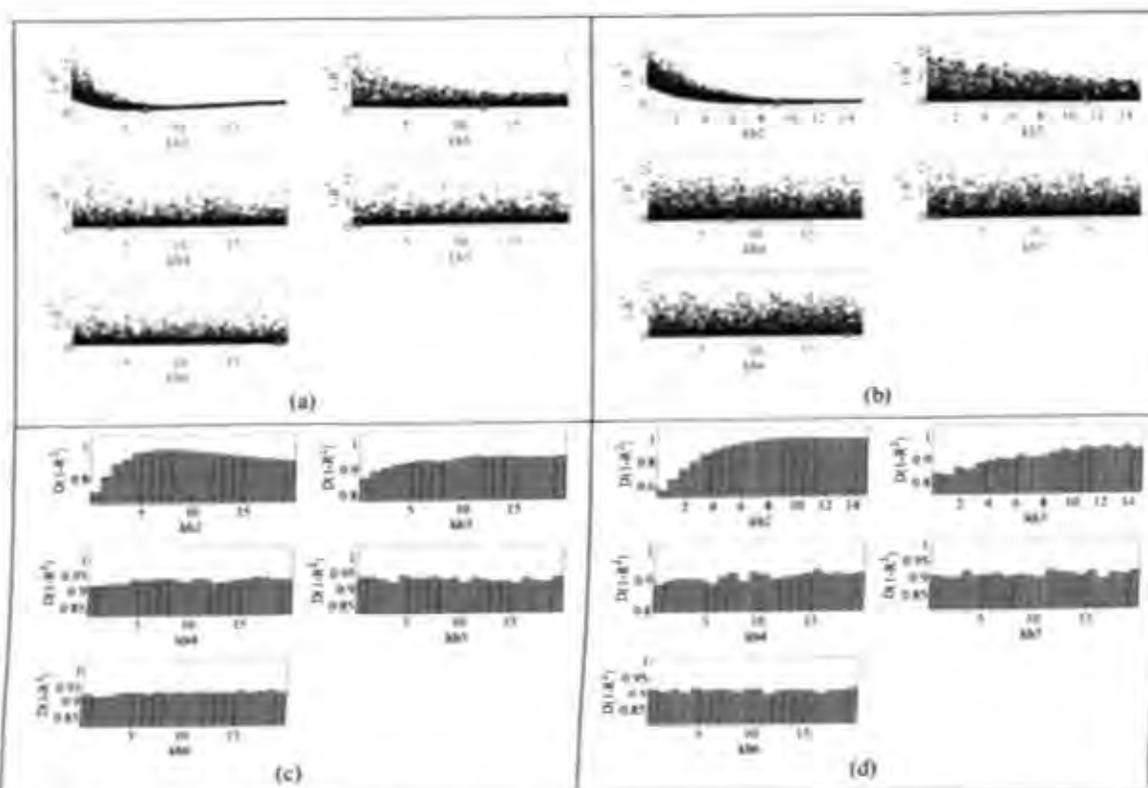


Figura 22. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Subachoque a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C2. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro: calibración de (a) CT, (b) *E. coli*. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 : calibración de (a) CT, y (d) *E. coli*.

Con relación al análisis de sensibilidad de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos, en la Figura 23 se presentan los gráficos para el modelo de

CT y *E. coli*. Nótese que mediante esta opción de calibración (opción 1) el modelo presenta una clara sensibilidad frente a la tasa global de decaimiento para el tramo S1-S2.

Tabla 19. Tasa de decaimiento global de bacterias Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		K_p CT [día ⁻¹]					Promedio	R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6		
Campaña	2	6.74	12.17	4.37	0.99	16.49	8.15	0.995
	3	11.72	6.35	14.95	1.40	5.46	7.98	0.998
Prom.		9.23	9.26	9.66	1.19	10.98	8.07	

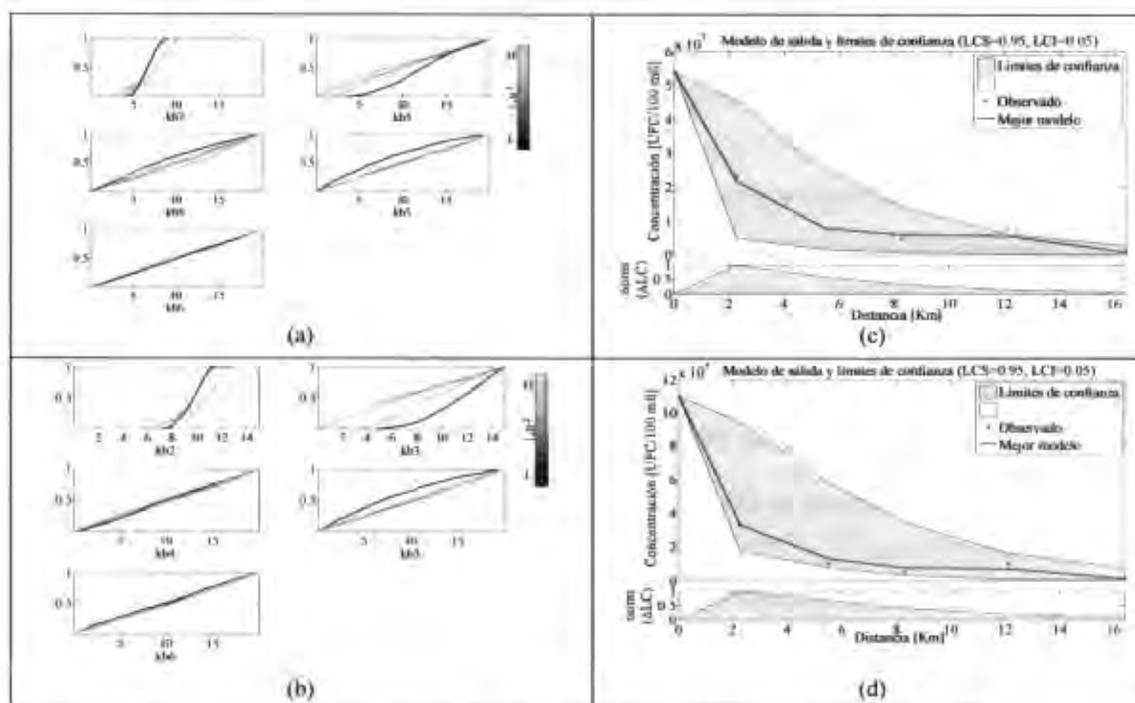


Figura 23. Análisis de sensibilidad paramétrica de la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con la opción de calibración 1 para (a) CT, y (b) *E. coli* con base en los datos observados de la campaña de medición C2. Análisis de incertidumbre del modelo de salida de (c) CT, y (d) *E. coli*. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE.

Tabla 20. Tasa de decaimiento global de la especie *E. coli* para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		K_p <i>E. coli</i> [día ⁻¹]					Promedio	R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6		
Campaña	2	9.62	13.96	2.71	1.20	15.25	8.55	0.998
	3	6.48	3.09	17.21	5.86	5.86	7.70	0.999
Prom.		8.05	8.52	9.96	3.53	10.55	8.12	

4.7.2. Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando parámetros por tramo y 3 parámetros adicionales para el transporte de SST.

Siguiendo la opción de calibración 4, se consideran 2 parámetros globales iguales para todos los tramos: a_m (constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_e y la



concentración de sólidos suspendidos m), e I_0 (intensidad de la radiación solar en la superficie del agua); 2 parámetros por tramo k_d (coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas) y v_s (velocidad de sedimentación de las partículas sólidas); y 3 parámetros adicionales del modelo de transporte de sólidos suspendidos totales: velocidad de resuspensión v_r , densidad de los sedimentos ρ , y porosidad de los sedimentos ϕ . v_r se calibra por tramos mientras que ρ y ϕ se calibran globalmente. En esta opción el número total de parámetros es de 19.

En la Figura 24 se presentan las figuras de dispersión que representan la superficie paramétrica de cada uno de los parámetros calibrados en esta opción para (a) CT y (b) *E. coli* a partir de los datos observados en la campaña de mediciones C2, y en la Figura 25 se presentan los gráficos de la distribución paramétrica del modelo para la calibración de (a) CT y (b) *E. coli*. Nótese que a pesar de tratarse de 23 parámetros, éstos presentan mayor identificabilidad que para el caso de la opción de calibración 3 (cf. Figura 24 y Figura 25 con Figura 22). En esta opción de calibración de CT (opción 4) todos los parámetros presentan un claro valor óptimo identificable en el rango de calibración. En la calibración de *E. coli* los parámetros también presentan un óptimo global identificable en el rango de calibración excepto para el caso de I_0 , v_{s3} y v_{s4} ya que el valor óptimo no se encuentra dentro de los valores con significado físico del rango de calibración.

En cuanto al análisis de sensibilidad, en la Figura 26 (a) y (b) se presentan los gráficos para la opción de calibración 4 (19 parámetros) para el modelo de CT y *E. coli*. En esta opción de calibración el modelo presenta una clara sensibilidad con respecto al parámetro I_0 , y media sensibilidad frente al parámetro a_m . El modelo no presenta una clara sensibilidad con respecto al coeficiente de partición (k_d), ni a las velocidades de sedimentación (v_s) y resuspensión (v_r). Sin embargo en esta opción de calibración resulta ser más sensible frente a v_s y v_r que en la opción 1. Esto se traduce en la menor incertidumbre que presenta el modelo (cf. Figura 23). Adicionalmente nótese que para el modelo de *E. coli* el modelo resulta ser claramente sensible a todos los parámetros en el valor óptimo global. Este comportamiento también se presenta y es más notorio en la calibración con los datos observados de la campaña de medición 3 (Apéndice 3).

Con relación al análisis de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos, en la se presentan los gráficos de MCAT con la respuesta de salida y la banda de confianza del mejor modelo. En la Figura 26 (c) y (d) se presentan los resultados de calibración para CT y *E. coli*, respectivamente. Nótese que el modelo que presenta la mayor incertidumbre es el obtenido mediante la opción de calibración 1, i.e. la calibración directa de la tasa global de decaimiento del organismo patógeno para cada tramo.

Por el contrario el modelo que presenta la menor incertidumbre es el obtenido mediante la opción de calibración 4, *i.e.* la estimación global de a_m y de I_0 (iguales para todos los tramos), mientras que los parámetros k_d , y v_s se estiman por tramo, más los tres parámetros adicionales para el modelo de transporte de sólidos en suspensión v_r , ρ y ϕ . En general con ambas opciones se obtiene una buena respuesta del modelo (*cf.* Valores de R^2 en Tabla 19, Tabla 20, Tabla 25, y Tabla 29).

En la Tabla 21 se presentan los resultados de calibración de los parámetros del modelo para CT: a_m , I_0 y k_d . En la Tabla 22 se presentan los valores calibrados para la velocidad de sedimentación de los tramos del río Subachoque, y en la Tabla 23 se presentan los valores de calibración de los 3 parámetros del modelo de transporte de sólidos en suspensión v_r , ρ y ϕ .

Una vez calibrados los parámetros del modelo se determinan para el modelo de CT las tasas de mortalidad base, de pérdida por radiación solar, y de pérdida por sedimentación. En la Tabla 24 se presentan los valores de la tasa de mortalidad base (k_{pl}) para CT. Los resultados de calibración establecen valor promedio de K_{pl} para CT de 0.56 d^{-1} . El valor promedio de la tasa de pérdida por radiación solar (k_{pl}) de CT es de 5.30 d^{-1} (*cf.* Tabla 24).

El valor promedio de la tasa de pérdida por sedimentación (k_{ps}) de CT es de 1.46 d^{-1} , y de la tasa de decaimiento total (k_p) es de 7.11 d^{-1} (*cf.* Tabla 25). El valor del tramo S2-S3 para la campaña 3 de $1.02 \cdot 10^{-5} \text{ d}^{-1}$ se considera como un "outlier" a pesar de que el umbral de dato dudoso bajo corresponde al valor medio menos 2.335 veces la desviación estándar (Chow *et al.*, 1994), *i.e.* -3.70 d^{-1} , por tanto no se ha tenido en cuenta.

Adicionalmente a partir de los parámetros calibrados del modelo es posible determinar el coeficiente de extinción de radiación solar en la columna de agua (k_e) en función de la concentración de sólidos en suspensión totales simulada y el coeficiente a_m . De igual modo se calcula la concentración simulada de "sólidos suspendidos" en los sedimentos en función de la densidad y porosidad de los sedimentos m' (*cf.* Ecuación). En la Tabla 26 se presenta el valor de k_e y de m' . La concentración promedio de m' es de $489 \cdot 10^3 \text{ mg/l}$ (*cf.* Tabla 26). A partir de los parámetros calibrados del modelo también se pueden determinar la fracción de bacterias adheridas a las partículas en suspensión (F_p) en función del coeficiente de partición y de la concentración de sólidos en suspensión totales simulada. La fracción de bacterias adheridas a las partículas en suspensión calibrada tiene un valor promedio de 0.29 (*cf.* Tabla 27).

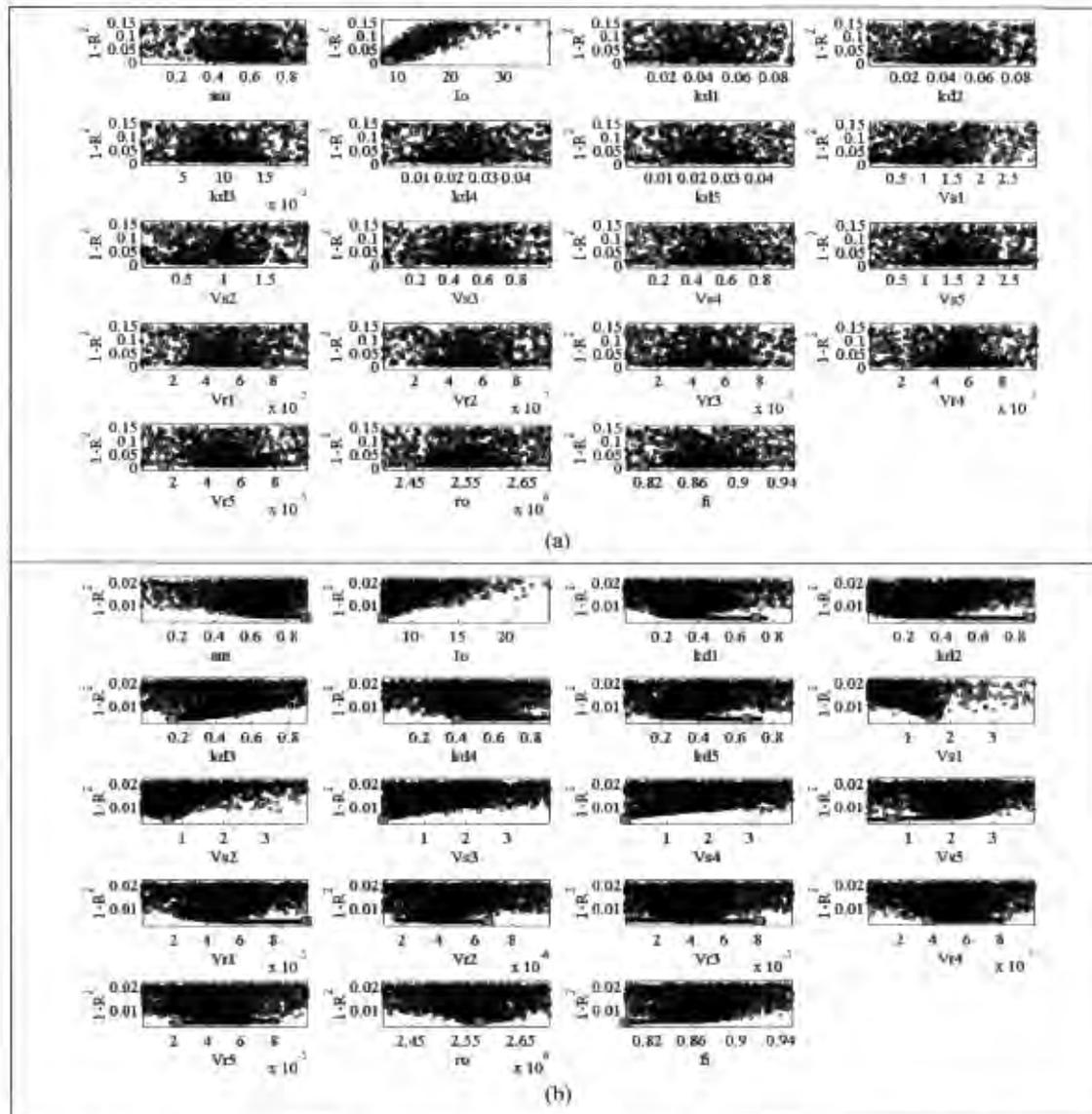


Figura 24. Resultados opción 4 para la calibración de los parámetros del modelo acoplado de transporte y decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli* para la campaña de medición C2 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Tabla 21. Parámetros de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Subachoque. Se consideran 2 parámetros globales iguales para todos los tramos: a_m = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_e y la concentración de sólidos suspendidos m ; e I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua; y 2 parámetros por tramo k_d = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas; y v_s = velocidad de sedimentación de las partículas sólidas (el valor de v_s se presenta en la Tabla 22).

		a_m	I_0	k_d					Promedio	R^2
		$[m^3 \cdot gr^{-1} \cdot m^{-3}]$	$[Ly \cdot hr^{-1}]$	S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6		
Campaña	2	0.79	8.26	0.037	0.068	0.016	0.031	0.012	0.033	0.990
	3	0.10	7.00	0.200	0.000	0.082	0.007	0.000	0.058	0.996
Prom.		0.44	7.63	0.12	0.03	0.05	0.02	0.01	0.05	

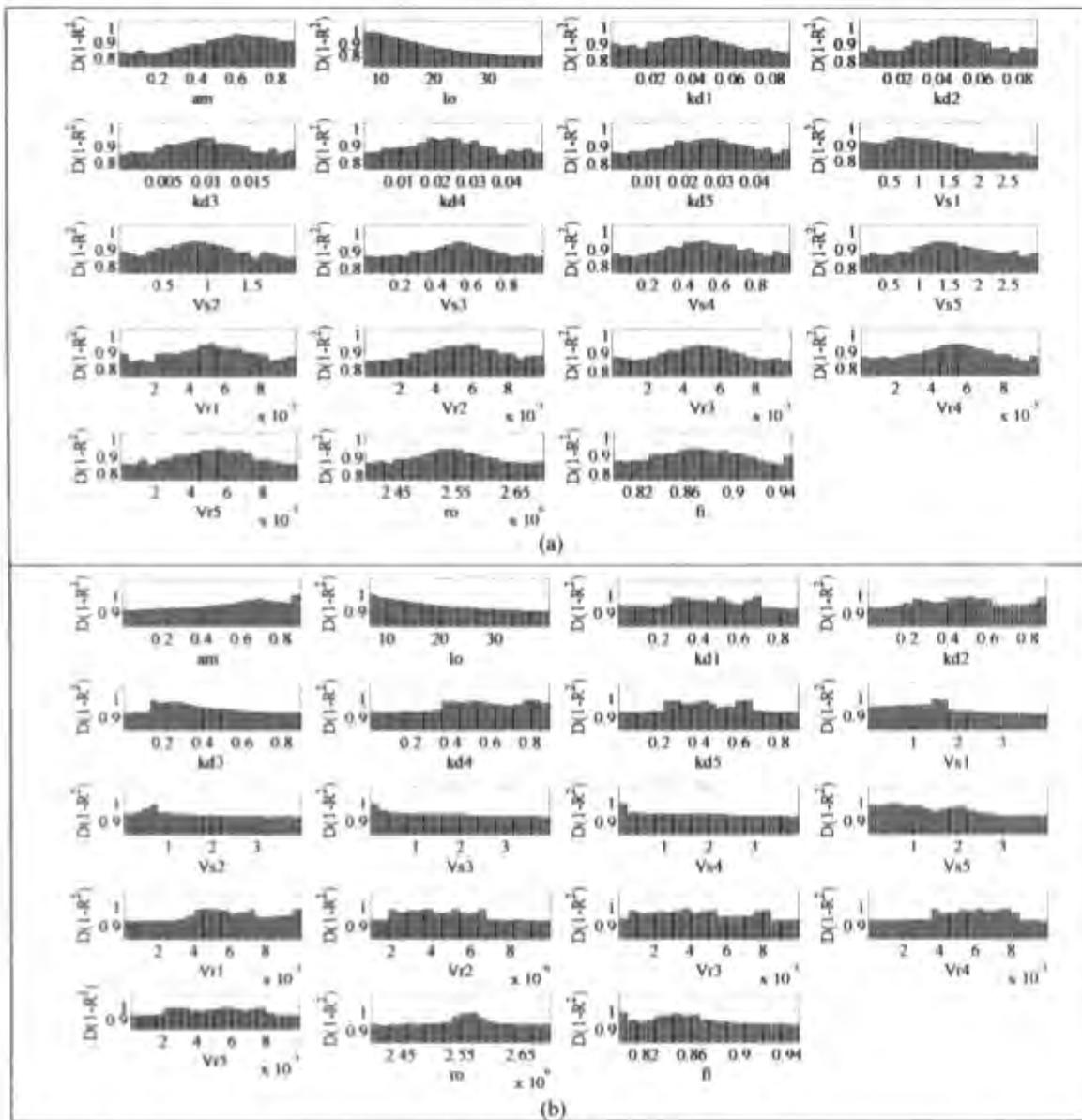


Figura 25. Resultados de la opción 2 para la calibración del modelo de transporte y decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli*, durante la campaña de medición C2 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Tabla 22. Velocidad de sedimentación de las partículas sólidas v_s para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Subachoque.

		v_s [m·d ⁻¹]					Promedio	R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6		
Campaña	2	1.43	0.87	0.16	0.21	0.18	0.57	0.990
	3	2.00	0.00	0.74	0.16	0.46	0.67	0.996
Prom.		1.71	0.43	0.45	0.19	0.32	0.62	

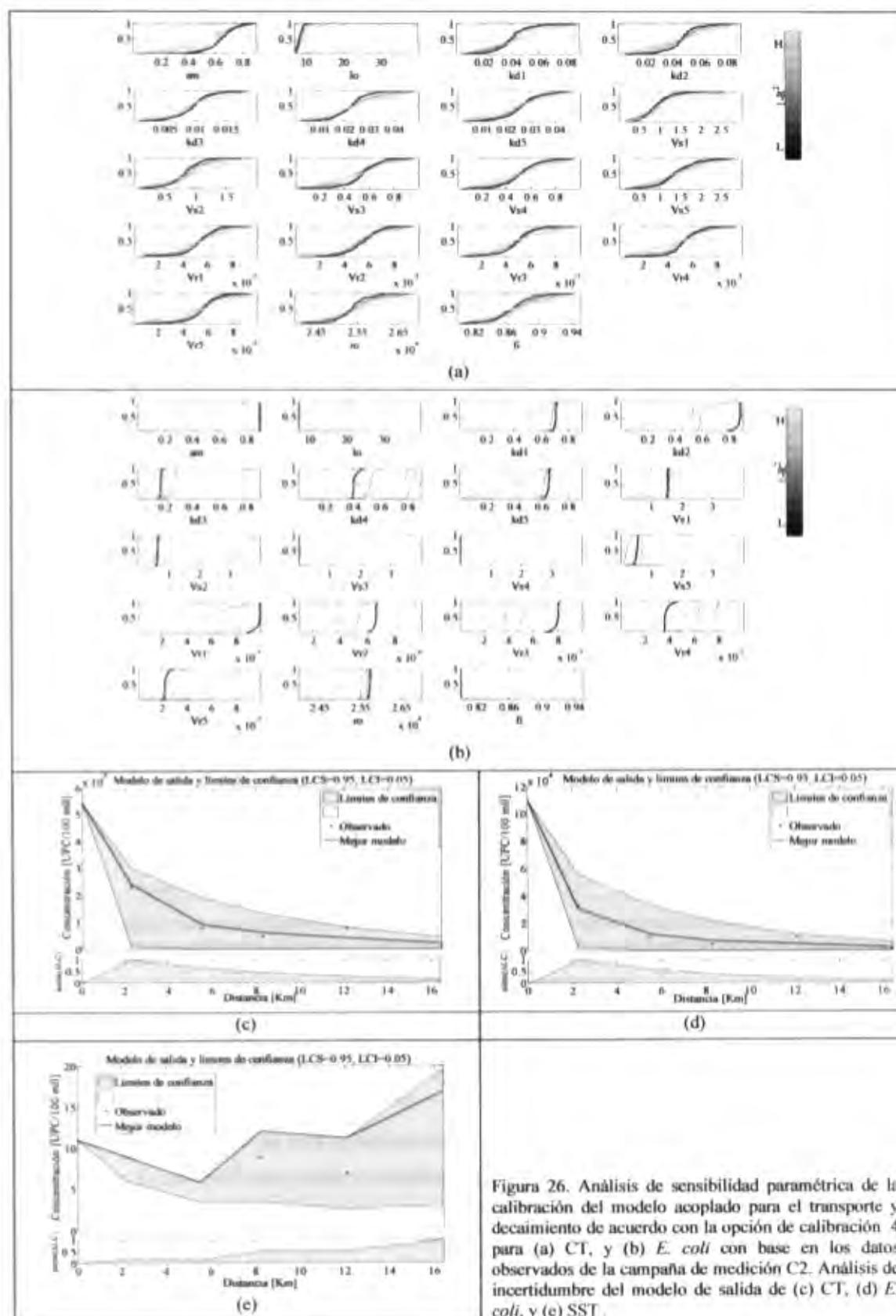


Figura 26. Análisis de sensibilidad paramétrica de la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con la opción de calibración 4 para (a) CT, y (b) *E. coli* con base en los datos observados de la campaña de medición C2. Análisis de incertidumbre del modelo de salida de (c) CT, (d) *E. coli*, y (e) SST.

Tabla 23. Parámetros de calibración del modelo de transporte de sólidos en suspensión para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Subachoque: Velocidad de resuspensión v_r , densidad de los sedimentos ρ , porosidad de los sedimentos ϕ .

		v_r [m·d ⁻¹]						ρ [m ³ ·g ⁻¹]		ϕ [adim]	R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Promedio	Global	Global		
Campaña	2	7.58E-05	7.33E-05	5.01E-05	2.35E-05	1.41E-05	4.74E-05	2.45E+06	0.816	0.990	
	3	7.10E-05	1.00E-04	1.10E-06	8.38E-05	8.45E-05	6.81E-05	2.63E+06	0.800	0.996	
Prom.		7.34E-05	8.67E-05	2.56E-05	5.37E-05	4.93E-05	5.77E-05	2.54E+06	0.808		

Tabla 24. Tasa de mortalidad base k_{p1} , y tasa de pérdida por radiación solar k_{p1} de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		$k_{p1} CT$ [d ⁻¹]						$k_{p1} CT$ [d ⁻¹]						R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	
Campaña	2	0.53	0.53	0.53	0.57	0.59	0.55	4.29	5.78	5.48	4.66	4.29	4.90	0.990
	3	0.52	0.50	0.50	0.53	0.75	0.56	5.43	6.17	5.96	5.43	5.48	5.70	0.996
Prom.		0.53	0.52	0.52	0.55	0.67	0.56	4.86	5.98	5.72	5.05	4.88	5.30	

Tabla 25. Tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa de decaimiento total k_p de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 . Los valores subrayados se consideran como "outliers" y por tanto no se consideran en el cálculo del valor promedio.

		$k_{ps} CT$ [d ⁻¹]						$k_p CT$ [d ⁻¹]						R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	
Campaña	2	1.37	2.46	0.16	0.33	0.15	0.89	6.19	8.78	6.17	5.55	5.03	6.34	0.990
	3	5.08	<u>1.0E-5</u>	2.93	0.11	0.02	1.63	<u>11.02</u>	6.67	9.39	6.09	6.25	7.88	0.996
Prom.		3.22		1.55	0.22	0.09	1.46	8.61	7.72	7.78	5.82	5.64	7.11	

Tabla 26. Coeficiente de extinción de radiación solar en la columna de agua k_a , y fracción de bacterias adheridas a las partículas F_p , y concentración de "sólidos suspendidos" en los sedimentos SSS, estimados a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.

		k_a [m ⁻¹]						SSS [mg/l]	
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	S1-S2	
Campaña	2	8.69	6.22	8.12	10.27	7.76	8.21	452·10 ¹	
	3	3.56	1.64	2.42	2.48	2.56	2.53	525·10 ¹	
Prom.		6.12	3.93	3.27	6.37	5.16	5.37	489·10 ¹	

Tabla 27. Fracción de bacterias adheridas a las partículas F_p , y velocidad de sedimentación de bacterias v_{sp} , estimadas a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.

		$F_p CT$ [adim]					
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.
Campaña	2	0.29	0.35	0.14	0.29	0.10	0.23
	3	0.88	<u>3.8E-01</u>	0.67	0.15	8.4E-03	0.42
Prom.		0.58		0.40	0.22	0.06	0.29

Los resultados de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de bacterias patógenas de la especie *E. coli* para cada una de las campañas de medición 2 y 3 se presentan a continuación de acuerdo con la función objetivo R^2 .



El valor promedio de la tasa de mortalidad base (k_{p1}) es de 0.56 d^{-1} (cf. Tabla 28). Nótese que estos resultados son iguales que para los obtenidos en la calibración del grupo Coliforme Total. Esto se debe a que la tasa de mortalidad base es función de la salinidad y la temperatura del agua.

La tasa de pérdida por radiación solar (k_{p1}) calibrada tiene un valor promedio de 3.28 d^{-1} . Nótese que el valor promedio y la desviación estándar de la tasa de pérdida de *E. coli* son menores que para la pérdida por radiación solar del grupo Coliforme Total (cf. Tabla 24 y Tabla 28). Esto puede atribuirse a que *E. coli* es una especie específica del grupo Coliforme Total y por ende la tasa de decaimiento de CT debe incluir la de *E. coli*.

Tabla 28. Tasa de mortalidad base k_{p1} , y tasa de pérdida por radiación solar k_{p1} de *E. coli* para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		$k_{p1} E. coli \text{ [d}^{-1}\text{]}$						$k_{p1} E. coli \text{ [d}^{-1}\text{]}$						R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	
Campaña	2	0.53	0.53	0.53	0.57	0.59	0.55	3.12	4.44	4.89	4.74	3.81	4.20	0.996
	3	0.52	0.50	0.50	0.53	0.75	0.56	1.44	2.70	2.69	2.09	2.84	2.35	0.998
Prom.		0.53	0.52	0.52	0.55	0.67	0.56	2.28	3.57	3.79	3.42	3.32	3.28	

El valor promedio de la tasa de pérdida por sedimentación (k_{ps}) es de $3.45 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$, y el de la tasa de decaimiento total (k_p) es de 7.28 d^{-1} (cf. Tabla 29). Nótese que k_p de *E. coli* es menor que de CT, lo cual es consistente con los resultados anteriores de k_{p1} , k_{p1} , y k_{ps} .

Tabla 29. Tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa de decaimiento total k_p de *E. coli* para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		$k_{ps} E. coli \text{ [d}^{-1}\text{]}$						$k_p E. coli \text{ [d}^{-1}\text{]}$						R^2
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	Prom.	
Campaña	2	5.65	4.67	0.06	0.02	3.19	2.72	9.30	9.65	5.49	5.34	7.59	7.47	0.996
	3	4.40	0.01	11.89	4.27	0.34	4.18	6.36	3.20	15.08	6.90	3.93	7.09	0.998
Prom.		5.02	2.34	5.97	2.15	1.77	3.45	7.83	6.42	10.28	6.12	5.76	7.28	

Hasta el momento se han presentado los resultados de calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de CT y *E. coli* para los tramos del río Subachoque con base en las mediciones realizadas en la campaña C2. En el Apéndice 3 se presentan resultados adicionales correspondientes a la calibración del modelo con base en los datos observados de la Campaña de medición C3. Se ha decidido presentar los resultados de la calibración de estas dos campañas de medición, C2 y C3, ya que la calibración del modelo con los datos observados de ambas campañas fue con la que se obtuvo mejores resultados en validación.

4.8. Etapa 7: Validación del modelo acoplado.

Posteriormente a la calibración del modelo para simular el transporte y decaimiento de organismos patógenos se procede a su validación. La validación del modelo se realiza con datos observados

diferentes a los empleados durante el proceso de calibración. De aquí la importancia de realizar diferentes campañas de mediciones para tener la posibilidad de calibrar con datos de por lo menos dos campañas de medición y validar con los datos observados en una o más campañas bajo diferentes condiciones hidráulicas e hidrológicas.

Adicionalmente, la validación del modelo se realiza con base en el mejor conjunto de parámetros calibrados los cuales se escogen por medio del análisis de incertidumbre al calibrar el modelo con dos o más conjuntos de datos observados.

En este sentido y con el fin de escoger el mejor las campañas de medición con las que se calibra el modelo para definir el mejor conjunto de parámetros, en la Tabla 30 se presenta el resumen de las tasas de decaimiento de CT y *E. coli* para el río Subachoque en general obtenidas en la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos mediante las opciones de calibración 1 y 2. En la Tabla 31 se presenta el resumen para las opciones de calibración 3 y 4. En la Tabla 32 se presenta el valor promedio por campaña. Para el cálculo del valor promedio y de desviación estándar en estas tablas no se consideran los resultados de la campaña C4.

Con el fin de definir la mejor combinación de campañas para realizar la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos se exploran 4 diferentes combinaciones: (1) C1C2, calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 1 y 2; (2) C1C3, calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 1 y 3; (3) C2C3, calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 2 y 3; y (4) C2C4, calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 2 y 4. De la Tabla 33 a la Tabla 35 se presentan los valores de los parámetros calibrados para cada una de estas combinaciones.

En la Tabla 36 se presentan los valores de ajuste obtenidos en la calibración del modelo mediante las diferentes combinaciones de calibración. El mejor ajuste se obtuvo mediante la combinación C2C3, *i.e.* los parámetros obtenidos en esta combinación son los empleados para validar el modelo. En la Figura 27 y la Figura 28 se presentan los resultados de validación.



Tabla 30. Resumen de la tasa promedio de decaimiento de organismos patógenos k_p del río Subachoque de acuerdo con las opciones de calibración (1) y (2), i.e. (1) calibración de la tasa global mediante 1 parámetro por tramo: k_p ; y (2) calibración de 4 parámetros globales: a_m , I_0 , k_d , v_s . F.O = valor de la función objetivo, Prom. = valor promedio, D.E. = desviación estándar (No se consideran los resultados de la campaña C4 en el cálculo del valor promedio ni de la desviación estándar).

		k_p Río Subachoque [día ⁻¹]							
		Opción 1 (5 parámetros)				Opción 2 (4 parámetros)			
		CT	F.O	<i>E. coli</i>	R^2	CT	R^2	<i>E. coli</i>	R^2
Campaña	2	8.15	0.995	8.55	0.998	7.18	0.981	9.56	0.992
	3	7.98	0.998	7.70	0.999	10.17	0.991	6.32	0.978
Prom.		8.07		8.12		8.67		7.94	

Tabla 31. Resumen de la tasa de decaimiento de organismos patógenos k_p de acuerdo con las alternativas de calibración (3) y (4), i.e. (3) calibración de 2 parámetros globales: a_m , I_0 , y 2 parámetros por tramo: k_d , v_s ; y (4) calibración de 4 parámetros globales: a_m , I_0 , ρ , ϕ ; y 3 parámetros por tramo: k_d , v_s , v_r . F.O = valor de la función objetivo, Prom. = valor promedio, D.E. = desviación estándar (No se consideran los resultados de la campaña C4 en el cálculo del valor promedio ni de la desviación estándar).

		k_p Río Subachoque [día ⁻¹]							
		Opción 3 (12 parámetros)				Opción 4 (19 parámetros)			
		CT	R^2	<i>E. coli</i>	R^2	CT	R^2	<i>E. coli</i>	R^2
Campaña	2	6.32	0.990	7.55	0.995	6.34	0.990	7.47	0.996
	3	7.67	0.997	6.88	0.993	7.88	0.996	7.09	0.998
Prom.		6.99		7.22		7.11		7.28	

Tabla 32. Promedio de la tasa de decaimiento de organismos patógenos en el río Subachoque para las 4 alternativas de calibración y 4 campañas de medición. (No se consideran los resultados de la campaña C4 en el cálculo del valor promedio ni de la desviación estándar).

		Promedio	
		CT	<i>E. coli</i>
Campaña	2	7.00	8.28
	3	8.41	7.00
Prom.		7.71	7.64

Tabla 33. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. a_m = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_p y la concentración de sólidos suspendidos m . I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua. k_d = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas.

		a_m	I_0	k_d					Promedio
		[m ² g ⁻¹ m ⁻¹]	[Ly ⁻¹ h ⁻¹]	S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	
Campaña	C1C2	0.77	21.17	0.03	0.14	0.16	0.09	0.04	0.09
	C1C3	0.42	22.53	0.11	0.05	0.09	0.04	0.03	0.06
	C2C3	0.44	7.63	0.12	0.03	0.05	0.02	0.01	0.05
	C1C4	0.37	35.06	0.03	0.32	0.40	0.20	0.05	0.20
Prom.		0.50	22.10	0.07	0.14	0.18	0.09	0.03	0.10

Tabla 34. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración: v_s .

		v_s				
		[m d ⁻¹]				
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6
Campaña	C1C2	0.72	2.43	2.08	0.12	1.13
	C1C3	1.01	2.00	2.37	0.09	1.27
	C2C3	1.71	0.43	0.45	0.19	0.32
	C1C4	2.01	2.00	3.59	0.72	2.09
Prom.		1.36	1.72	2.12	0.28	1.20

Tabla 35. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. Parámetros adicionales para simular el transporte de sólidos en suspensión. v_r = Velocidad de resuspensión. ρ = densidad de los sedimentos. ϕ = porosidad de los sedimentos.

Campaña		v_r [m·d ⁻¹]					ρ	
		S1-S2	S2-S3	S3-S4	S4-S5	S5-S6	[m ³ ·g ⁻¹]	[adim]
							Global	Global
C1C2	4.12E-05	4.08E-05	2.57E-05	1.46E-05	9.83E-06	2.54E+06	0.869	
C1C3	3.87E-05	5.42E-05	1.19E-06	4.47E-05	4.50E-05	2.63E+06	0.861	
C2C3	7.34E-05	8.67E-05	2.56E-05	5.37E-05	4.93E-05	2.54E+06	0.808	
C1C4	3.80E-05	7.83E-06	2.11E-05	1.33E-05	5.55E-06	2.60E+06	0.884	
Prom.	4.78E-05	4.74E-05	1.84E-05	3.16E-05	2.74E-05	2.58E+06	0.855	

Tabla 36. Valores de R^2 para la comparación y elección de la mejor combinación de campañas para la calibración del modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque. Aparece resaltada la mejor combinación por campaña de acuerdo con la función objetivo R^2 . Aparece resaltado en tono más claro la siguiente mejor combinación por campaña.

Campaña	C1C2		C1C3		C2C3		C1C4	
	CT	EC	CT	EC	CT	EC	CT	EC
	1	0.948	0.610	0.957	0.485	0.624	0.547	0.896
2	0.886	0.955	0.835	0.996	0.971	0.993	0.779	0.877
3	0.907	0.910	0.968	0.968	0.941	0.986	0.931	0.828
4	0.519	0.767	0.782	0.763	0.582	0.760	0.937	0.907

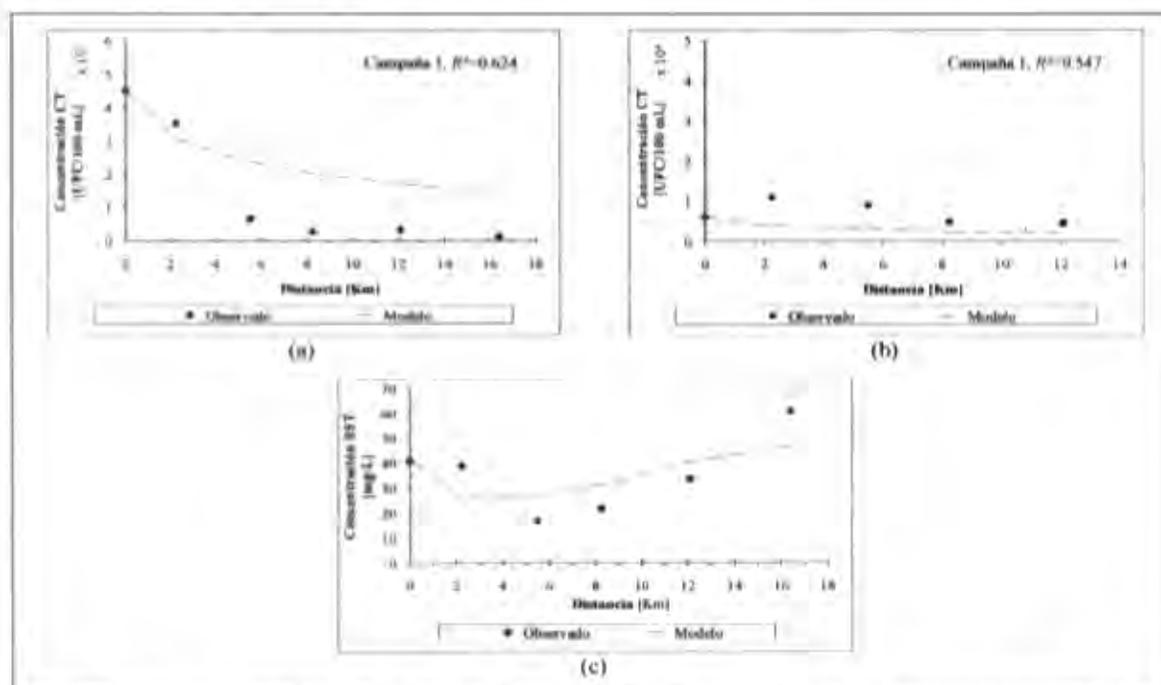


Figura 27. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque para las campañas de medición 1 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 2 y 3 (combinación de calibración C2C3). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, y (c) transporte de SST.

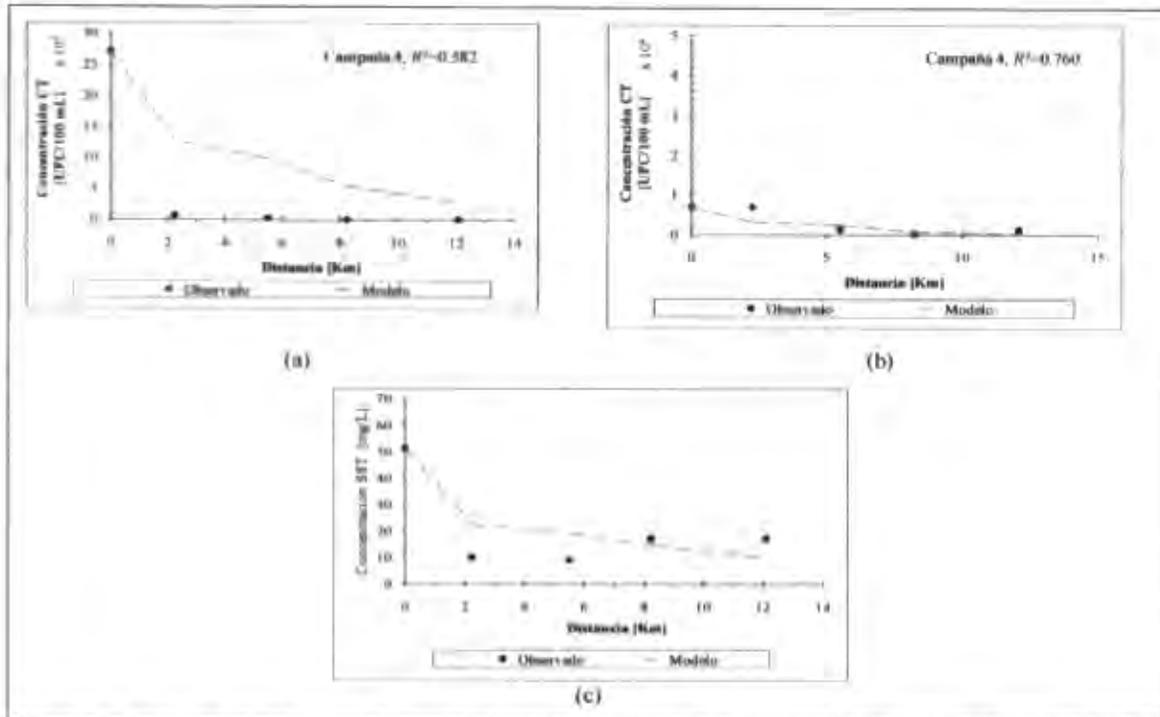


Figura 28. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque para la campaña de medición 4 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 2 y 3 (combinación de calibración C2C3). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, y (c) transporte de SST.

Los valores promedio de la tasa de mortalidad base k_{p1} , la tasa de pérdida por radiación solar k_{pI} de *E. coli*, la tasa de pérdida por sedimentación k_{pS} , y la tasa total de decaimiento total k_p de CT para todas las campañas de acuerdo con la función objetivo R^2 se presentan en Tabla 37.

Tabla 37. Tasa de mortalidad base k_{p1} , tasa de pérdida por radiación solar k_{pI} , tasa de pérdida por sedimentación k_{pS} , y tasa total de decaimiento total k_p de CT para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

Campaña	k_{p1} CT [d^{-1}]	k_{pI} CT [d^{-1}]	k_{pS} CT [d^{-1}]	k_p CT [d^{-1}]	R^2
1	0.52	2.19	0.98	3.40	0.624
2	0.55	5.02	1.19	7.13	0.971
3	0.56	3.83	1.36	5.53	0.941
4	0.56	4.55	2.57	6.60	0.582

Las tasas para *E. coli* se presentan en Tabla 38.

Tabla 38. Tasa de mortalidad base k_{p1} , tasa de pérdida por radiación solar k_{pI} , tasa de pérdida por sedimentación k_{pS} , y tasa total de decaimiento total k_p de *E. coli* para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

Campaña	k_{p1} <i>E. coli</i> [d^{-1}]	k_{pI} <i>E. coli</i> [d^{-1}]	k_{pS} <i>E. coli</i> [d^{-1}]	k_p <i>E. coli</i> [d^{-1}]	R^2
1	0.52	0.93	2.54	3.99	0.547
2	0.55	4.31	4.07	8.93	0.993
3	0.56	2.24	3.92	6.73	0.986
4	0.56	2.06	7.35	9.98	0.760

A manera de resumen en la Tabla 39 se presentan los valores mínimo, promedio y máximo de k_{p1} , k_{p1} , k_{p5} , y k_p definidos en validación a partir de la opción de calibración 4 y la combinación de campañas C2C3.

Tabla 39. Resumen de las tasas de decaimiento de CT en el río Subachoque.

	k_{p1} [d ⁻¹]		k_{p5} [d ⁻¹]		k_{p5} [d ⁻¹]		k_p [d ⁻¹]	
	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>
Mínimo	0.52	0.52	2.19	0.93	0.98	2.54	3.40	3.99
Promedio	0.55	0.55	3.90	2.39	1.52	4.47	5.66	7.41
Máximo	0.56	0.56	5.02	4.31	2.57	7.35	7.13	9.98

Nótese que los valores encontrados de k_p son consistentes con los reportados en la literatura por Bowie *et al.* (1985), Barcina *et al.* (1986) y Beaudreau *et al.* (2001) (*cf.* Tabla 8)

En el siguiente capítulo se presentan la aplicación de la metodología para el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña en el caso de estudio 2, el río Teusacá.

5. CASO DE ESTUDIO 2: RÍO TEUSACÁ.

El segundo caso de estudio es el río Teusacá ubicado en el departamento de Cundinamarca. Se escogen 10 tramos desde aguas arriba del municipio de la Calera hasta la estación de la Cabaña. En total se estudia una longitud de 8,417 m de río. Al igual que el río Subachoque, se escogió el río Teusacá por representar las características y comportamientos típicos de los ríos de montaña colombianos que son contaminados por el vertimiento de las aguas residuales de los municipios aledaños. Las campañas de medición permitieron el montaje, calibración y verificación del modelo de transporte y decaimiento de patógenos del río Teusacá en los tramos de estudio bajo diferentes condiciones hidrológicas.

Los datos tomados como información base para realización de esta tesis corresponden a los del proyecto de investigación, mencionado anteriormente, “Metodologías para la caracterización hidrológica, hidráulica y de autopurificación de ríos de montaña colombianos”. Entre éstos se tienen los aforos de caudal, registros de temperatura del agua, pH, concentraciones de sólidos suspendidos totales, y las determinaciones en laboratorio de los organismos patógenos índice escogido, *i.e.* el grupo de bacterias entéricas Coliformes Totales y la cadena patogénica de *Escherichia coli*.

Al igual que en el caso de estudio 1, la definición del sitio de estudio se realizó teniendo en cuenta que los sitios para la recolección de muestras fueran los mismos durante las campañas, esto con el fin de mantener la sección hidráulica y poder realizar comparaciones válidas entre campañas. Se llevaron a cabo ensayos con trazadores para determinar los tiempos de viaje y tiempos de arribo a cada sitio.

5.1. Etapa 1: Caracterización hidráulica

Con fines de realizar la caracterización hidráulica de los tramos de estudio en el río Teusacá se llevan a cabo las actividades de la etapa 1 de la metodología propuesta. Esto permite la adquisición de la información de campo requerida.

Se realizaron en total 5 campañas de medición con una duración de 9 meses (incluyendo las 4 campañas de medición realizadas en el río Subachoque). Los sitios de monitoreo se seleccionaron teniendo en cuenta condiciones de fácil acceso, puntos de confluencias o de vertimientos puntuales y puntos intermedios de medición a lo largo del río para calibración del modelo.

En la Tabla 40 se indican los sitios y tramos de estudio en el río Teusacá, y en la Figura 29 se ilustra su ubicación. El río Teusacá desde aguas abajo del municipio de La Calera y La Cabaña presenta el comportamiento típico de un río de montaña caracterizado por una pendiente del lecho del fondo entre el 0.37% y 0.82%, ancho de la sección transversal variable entre 2.5 m y 8,1 m, macro-rugosidad del lecho con presencia de bloques de roca con tamaños de hasta 3 m y bloques de roca y gravas con tamaños entre 0.001 m y 0.8 m. Presencia de arenas y material fino (arcilla y limo) como parte del material depositado en el fondo del lecho. Los tramos de estudio se caracterizan por presentar alternadamente zonas de rápidos y de piscinas (cf. Fotografía 11 a Fotografía 16).

Al igual que para el caso 1, los determinantes de calidad del agua fueron analizados en el Laboratorio de Aguas Residuales de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional – sede Bogotá. Se seleccionaron 7 sitios de muestreo para las campañas C1, C2 y C3, del sitio T1 al T7, y 7 sitios para las campañas C4 y C5, del sitio T5 al T11. El número total de muestras analizadas fue de 70 (14x5) considerando siete sitios y 5 campañas de medición bajo regímenes hidrológicos diferentes en el río Teusacá. Cada una de las 4 campañas se realizaron con una duración total de 0.5 días.

Tabla 40. Identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Teusacá. Los sitios de descarga y/o afluente se presentan sombreados.

	Sitio	Distancia [Km]	Tramo	Longitud [Km]
Aguas abajo La Calera	T1	0	T1-T2	0.66
Aguas arriba PTAR	T2	0.660	T2-T3	0.040
PTAR	T3	0.700	T3-T4	0.201
Quebrada Simaya	T4	0.901	T4-T5	0.239
Aguas abajo Simaya	T5	1.140	T5-T6	0.900
Punto intermedio 1	T6	2.040	T6-T7	2.240
El Tambre	T7	4.280	T7-T8	1.060
Punto intermedio 2	T8	5.340	T8-T9	1.260
Alfameca	T9	6.600	T9-T10	0.400
Punto intermedio 3	T10	7.000	T10-T11	1.417
La Cabaña	T11	8.417		

Con el fin de calibrar el modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos se realizaron las 5 campañas en los sitios de monitoreo para la medición de parámetros de campo y la recolección de muestras de agua para análisis en laboratorio. Las campañas de medición se realizan de acuerdo con la hora programada para la recolección de muestras definida por el modelo de tiempos de viaje del soluto con fines de hacer el seguimiento de la misma masa de agua que se desplaza hacia aguas abajo.

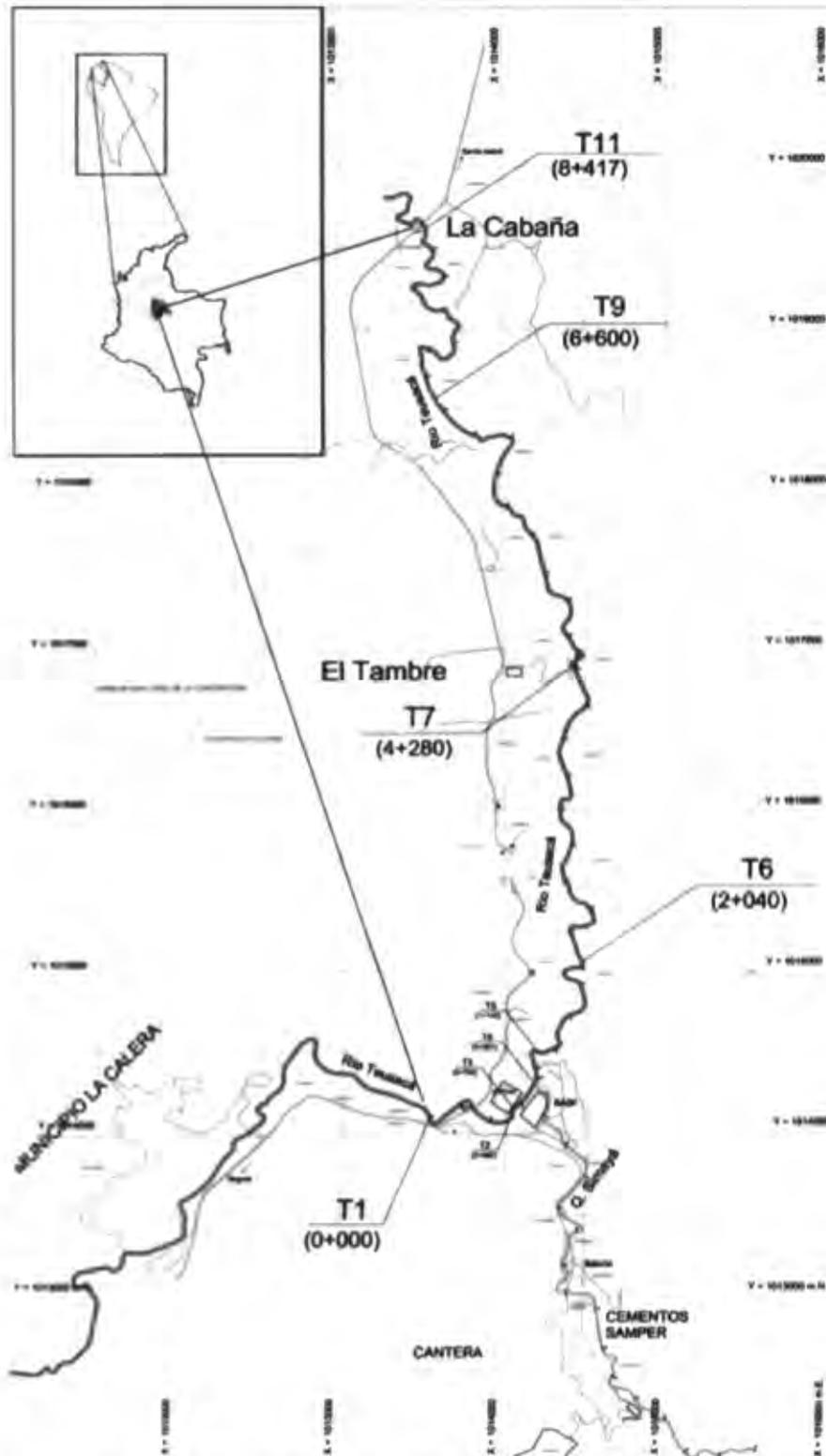
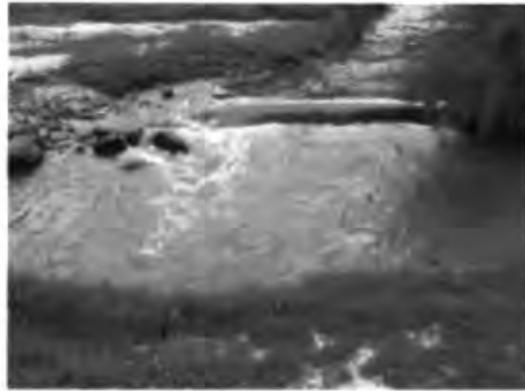


Figura 29. Ubicación e identificación de los sitios y tramos de estudio en el río Teusacá. El río Teusacá se muestra en línea azul y en línea café las vías de acceso a los sitios de medición.



Fotografía 11. Río Teusacá, Sitio T1. Vista hacia aguas abajo.



Fotografía 12. Río Teusacá, kilómetro 0+901. Confluencia de la Quebrada Simayá.



Fotografía 13. Río Teusacá, kilómetro 2+040. Vista hacia aguas arriba, sección típica de río de montaña.



Fotografía 14. Río Teusacá, kilómetro 2+040. Detalle del material en el fondo del río.



Fotografía 15. Río Teusacá kilómetro 5+980. Piscina antecedente a caída natural de 1.5 m de altura en promedio.



Fotografía 16. Río Teusacá. Vista hacia aguas abajo en el kilómetro 6+138.

Las 5 campañas de medición se realizaron bajo diferentes condiciones hidrológicas, incluyendo condiciones de caudales altos, medios y bajos. Al igual que en el caso I, las mediciones en campo incluyen la determinación del caudal para lo cual se utilizó el método de aforo por área y velocidad



empleando. Los equipos de medición utilizados fueron los mismos que los utilizados en las mediciones del río Subachoque. En la Tabla 41 se presenta el resumen de los aforos realizados. Se presentan sombreados los valores medidos sobre descargas o afluentes, *i.e.* sitio TE: descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de La Calera (PTAR), sitio T4: confluencia Quebrada Simayá, y el sitio T9: afluencia entre los puntos intermedios 2 y 3. Sobre el río Teusacá se midieron caudales en el rango de 0.211 y 2.137 m³·s⁻¹, con un valor promedio de 0.729 m³·s⁻¹ para las 5 campañas de medición.

Tabla 41. Resumen de los aforos durante las campañas de medición en el río Teusacá. Aparecen resaltadas las campañas de caudales altos.

	Sitio	Caudal [m ³ s ⁻¹]				
		C1	C2	Campaña		
				C3	C4	C5
Aguas abajo La Calera	T1	0.255	0.214	0.233	—	—
Aguas arriba PTAR	T2	0.255	0.214	0.233	—	—
PTAR	T3	0.029	0.029	0.029	—	—
Quebrada Simayá	T4	0.055	0.112	1.074	—	—
Aguas abajo Simayá	T5	0.310	0.326	1.336	0.274	1.021
Punto intermedio 1	T6	0.110	0.254	1.336	0.235	2.137
El Tambo	T7	0.278	0.254	1.148	0.254	1.845
Punto intermedio 2	T8	—	—	—	0.360	1.780
Afluencia	T9	0.012	0.012	0.012	0.012	0.012
Punto intermedio 3	T10	—	—	—	0.372	1.920
La Cabaña	T11	0.211	0.270	1.121	0.327	1.771

5.2. Etapa 2: Caracterización microbiológica.

Siguiendo la metodología propuesta, durante las 5 campañas se realizaron mediciones en campo de la temperatura del agua, conductividad y pH. Los equipos de medición utilizados fueron los mismos que los utilizados en las mediciones del río Subachoque. En la En la Tabla 43 se presenta el resumen de las concentraciones observadas en el río Teusacá durante las campañas de medición. El valor mínimo observado de CT sobre el río Teusacá es de 2.6·10³ UFC·100·ml⁻¹, concentración medida en el sitio T8 durante la campaña de medición C5 (campaña de caudales más altos). El valor máximo de CT es de 5.8·10⁵ UFC·100·ml⁻¹, medido en el sitio T6 durante la campaña C2 (campaña de caudales bajos) comprueba que las descargas puntuales de los alcantarillados de las poblaciones (en este caso el municipio de Subachoque), de las descargas puntuales de las plantas de tratamiento y/o de las descargas de afluentes con alta carga contaminante son los factores que imponen las condiciones más críticas de contaminación en el río. El valor promedio para la concentración de CT observada en las 5 campañas de medición es de 9.0·10⁴ UFC·100·ml⁻¹. En la Figura 31(a) se presentan gráficamente las concentraciones de CT observadas.

Tabla 42 Tabla 42 se presenta el resumen de las mediciones de campo. La temperatura del agua medida tuvo un promedio de 14.5 °C. El pH promedio registrado fué de 7.62. La conductividad promedio medida fue de 196.2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (cf. Figura 30).

Siguiendo el mismo protocolo para la recolección de muestras, preservación y transporte de las muestras de agua para los análisis en el laboratorio, se determinará la concentración de (CT) y *E. coli* en cada uno de los sitios de medición. En la Tabla 43 se presenta el resumen de las concentraciones observadas en el río Teusacá durante las campañas de medición. El valor mínimo observado de CT sobre el río Teusacá es de $2.6\cdot 10^3$ UFC $\cdot 100\cdot\text{ml}^{-1}$, concentración medida en el sitio T8 durante la campaña de medición C5 (campaña de caudales más altos). El valor máximo de CT es de $5.8\cdot 10^5$ UFC $\cdot 100\cdot\text{ml}^{-1}$, medido en el sitio T6 durante la campaña C2 (campaña de caudales bajos) comprueba que las descargas puntuales de los alcantarillados de las poblaciones (en este caso el municipio de Subachoque), de las descargas puntuales de las plantas de tratamiento y/o de las descargas de afluentes con alta carga contaminante son los factores que imponen las condiciones más críticas de contaminación en el río. El valor promedio para la concentración de CT observada en las 5 campañas de medición es de $9.0\cdot 10^4$ UFC $\cdot 100\cdot\text{ml}^{-1}$. En la Figura 31(a) se presentan gráficamente las concentraciones de CT observadas.

Tabla 42. Resumen de las mediciones en campo durante las campañas de medición en el río Teusacá: temperatura del agua (T), potencial de hidrógeno (pH), y conductividad.

Sitio	Temperatura [°C]					pH [Unidad]					Conductividad [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]				
	Campaña					Campaña					Campaña				
	C1	C2	C3	C4	C5	C1	C2	C3	C4	C5	C1	C2	C3	C4	C5
T1	13.4	13.8	14.0	-	-	8.3	7.6	7.3	-	-	189.0	289.0	219.0	-	-
T2	13.0	12.0	14.5	-	-	7.1	7.2	8.0	-	-	186.4	184.9	189.7	-	-
T3	18.0	18.0	18.0	-	-	7.2	-	7.7	-	-	603.0	-	639.0	-	-
T4	16.0	13.0	14.0	-	-	7.8	7.5	8.4	-	-	873.0	232.0	50.3	-	-
T5	16.0	12.9	14.0	11.5	14.0	7.2	7.1	7.9	8.0	6.8	198.5	214.0	99.7	185.4	82.6
T6	17.5	13.0	14.0	11.1	16.1	7.6	7.9	7.2	7.7	7.6	201.0	309.0	128.2	189.1	71.9
T7	12.5	13.1	13.8	14.5	15.4	8.4	7.5	7.6	7.8	7.5	218.0	324.0	88.9	189.4	76.9
T8	-	-	-	13.8	18.5	-	-	-	7.4	8.1	-	-	-	193.6	71.2
T9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T10	-	-	-	14.7	16.9	-	-	-	7.5	7.6	-	-	-	475.0	74.6
T11	16.9	14.5	14.8	16.7	16.9	7.5	7.5	7.8	7.8	8.2	237.0	348.0	92.1	490.0	69.3

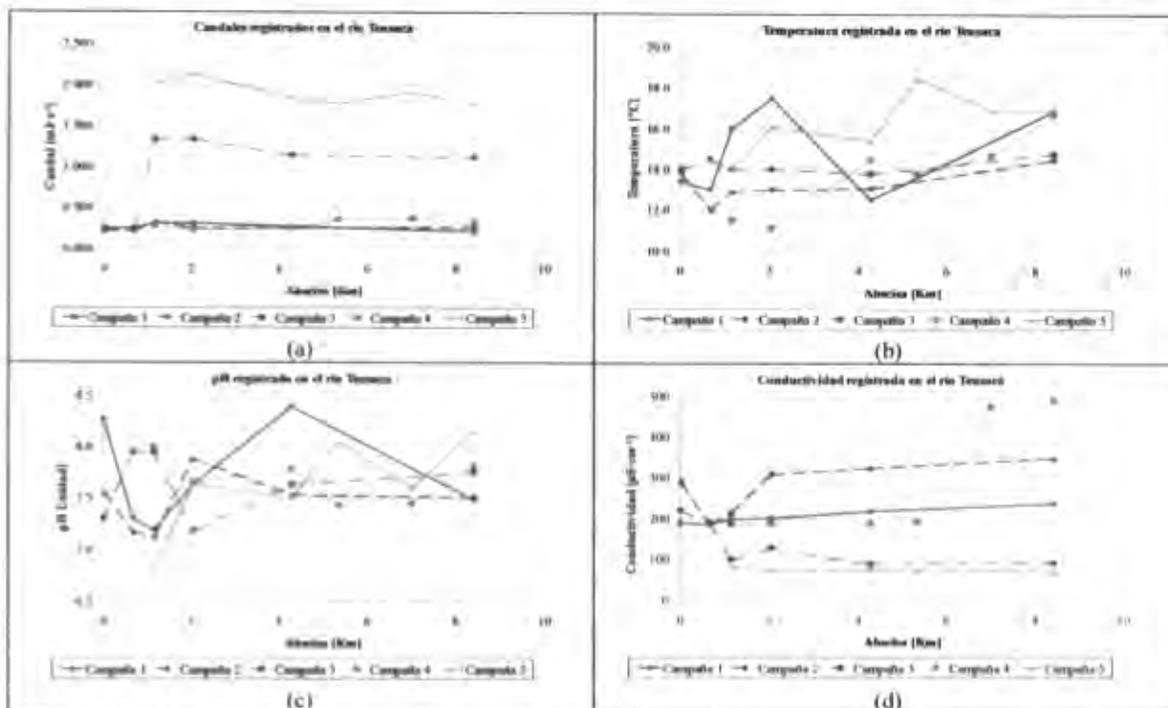


Figura 30. Comportamiento de los determinantes de calidad del agua medidos *in-situ* durante las campañas de medición en el río Teusacá: Caudal (a), temperatura (b), pH (c), y conductividad (d) del agua.

Tabla 43. Resumen de los determinantes de calidad del agua analizados en laboratorio para cada una de las campañas de medición en el río Teusacá: concentración de bacterias Coliformes Totales (CT), concentración de bacterias de la especie *Escherichia Coli* (*E. coli*).

Sitio	TC Concentration [UFC per 100 ml]					<i>E. Coli</i> Concentration [UFC per 100 ml]				
	Campaña					Campaña				
	C1	C2	C3	C4	C5	C1	C2	C3	C4	C5
T1	1.6E+05	8.9E+04	8.4E+04	—	—	1.6E+05	2.7E+04	3.8E+04	—	—
T2	4.4E+04	4.1E+04	7.2E+04	—	—	1.2E+04	9.3E+03	4.7E+04	—	—
T3	3.2E+05	2.3E+06	4.3E+06	—	—	1.2E+05	4.5E+05	7.8E+05	—	—
T4	4.3E+07	6.8E+05	1.3E+04	—	—	3.7E+04	3.9E+03	1.4E+03	—	—
T5	9.3E+04	5.3E+05	2.0E+05	8.3E+03	1.3E+03	9.8E+03	1.1E+04	3.5E+04	4.3E+03	6.9E+04
T6	3.5E+04	5.8E+05	1.8E+05	—	2.9E+04	1.0E+03	6.0E+04	3.1E+05	1.2E+03	5.1E+03
T7	6.1E+04	1.8E+04	4.1E+04	8.8E+03	5.2E+03	4.7E+03	6.0E+02	1.1E+03	6.0E+12	2.7E+03
T8	—	—	—	4.5E+03	2.6E+03	—	—	—	6.0E+12	1.0E+03
T9	7.4E+06	7.4E+06	7.4E+06	1.7E+06	1.3E+07	2.1E+06	2.1E+06	2.1E+06	1.4E+06	2.8E+06
T10	—	—	—	1.5E+04	4.6E+04	—	—	—	4.7E+03	1.5E+04
T11	1.8E+04	2.2E+04	3.7E+04	8.6E+03	1.3E+04	1.0E+03	1.1E+03	1.4E+03	8.0E+02	1.2E+03

Con relación a la concentración de *E. coli* en los sitios de muestreo, la concentración mínima observada es de $6.0 \cdot 10^2$ UFC/100-ml durante la campaña C2 en el sitio T7. La concentración máxima de $6.0 \cdot 10^{12}$ UFC/100-ml observada en el sitio el sitio T7 durante la campaña de medición C4 se ha considerado como un valor extremo o “*outlier*” por tanto no se ha tenido en cuenta en el estudio. Este mismo valor es el mismo valor que se reporta para el sitio T8 de la misma campaña, y se debe a que fue una muestra compuesta para los dos sitios dado que no fue posible el acceso al

sitio T8 durante esa campaña. Por tanto se define como valor máximo el observado en el sitio T6 durante la campaña T3 (campaña de caudales bajos). El valor promedio observado sin tener en cuenta los valores extremos de los sitios T7 y T8 es de $3.1 \cdot 10^4$ UFC/100·ml. En la Figura 31(b) se presentan gráficamente las concentraciones de *E. coli* observadas. Nótese que al igual que en el caso de las concentraciones observadas de CT se observa un pico en la concentración justo aguas abajo de la descarga de la PTAR y de la Quebrada Simayá. En general la concentración observada de *E. coli* es menor que la concentración de CT.

Teniendo en cuenta los estándares ambientales en Colombia (mencionados hacia el final de la sección 4.2) es importante resaltar que, guardando proporciones en cuanto a las unidades con las que se establecen los estándares ambientales (NMP/100·ml vs UFC/100·ml), las concentraciones de CT y *E. coli* observadas en los tramos de estudio del río Teusacá durante las 5 campañas de medición están por encima de los valores máximos permitidos por los estándares ambientales. Por tanto el uso del agua del río Teusacá para consumo humano directo y/o uso agrícola de efectuarse debe hacerse con reserva. Se recomienda que para su suministro se realice un análisis de calidad del agua específico.

Adicional a los análisis de CT y *E. coli* se determinó la concentración de SST. El valor promedio para las 5 campañas es de 12.5 mg/l. Nótese que las mayores concentraciones de SST se presentaron durante las campañas C3 y C5, i.e. las campañas de caudales altos, lo cual revela el aumento en la capacidad de transporte de sólidos de la corriente bajo condiciones de caudales altos. En la Figura 31(c) se presentan gráficamente las concentraciones de SST observadas durante las campañas de medición en los sitios de estudio del río Teusacá.

Tabla 44. Resumen de los determinantes de calidad del agua analizados en laboratorio para cada una de las campañas de medición en el río Teusacá: sólidos suspendidos totales (SST).

	Sitio	SST [g m ⁻³]				
		Campaña				
		C1	C2	C3	C4	C5
Aguas abajo La Calera	T1	7.0	7.2	36.0	—	—
Aguas arriba PTAR	T2	1.0	7.0	6.0	—	—
PTAR	T3	47.0	57.0	67.0	—	—
Quebrada Simayá	T4	23.0	7.0	38.0	—	—
Aguas abajo Simayá	T5	18.0	10.0	22.0	5.0	21.0
Punto intermedio 1	T6	5.0	22.0	35.0	5.0	15.0
El Tambre	T7	2.0	4.0	38.0	8.0	15.0
Punto intermedio 2	T8	—	—	—	9.0	14.0
Afluentes	T9	39.5	39.5	39.5	32.0	47.0
Punto intermedio 3	T10	—	—	—	6.0	13.0
La Cabaña	T11	5.0	16.0	13.0	3.0	7.0

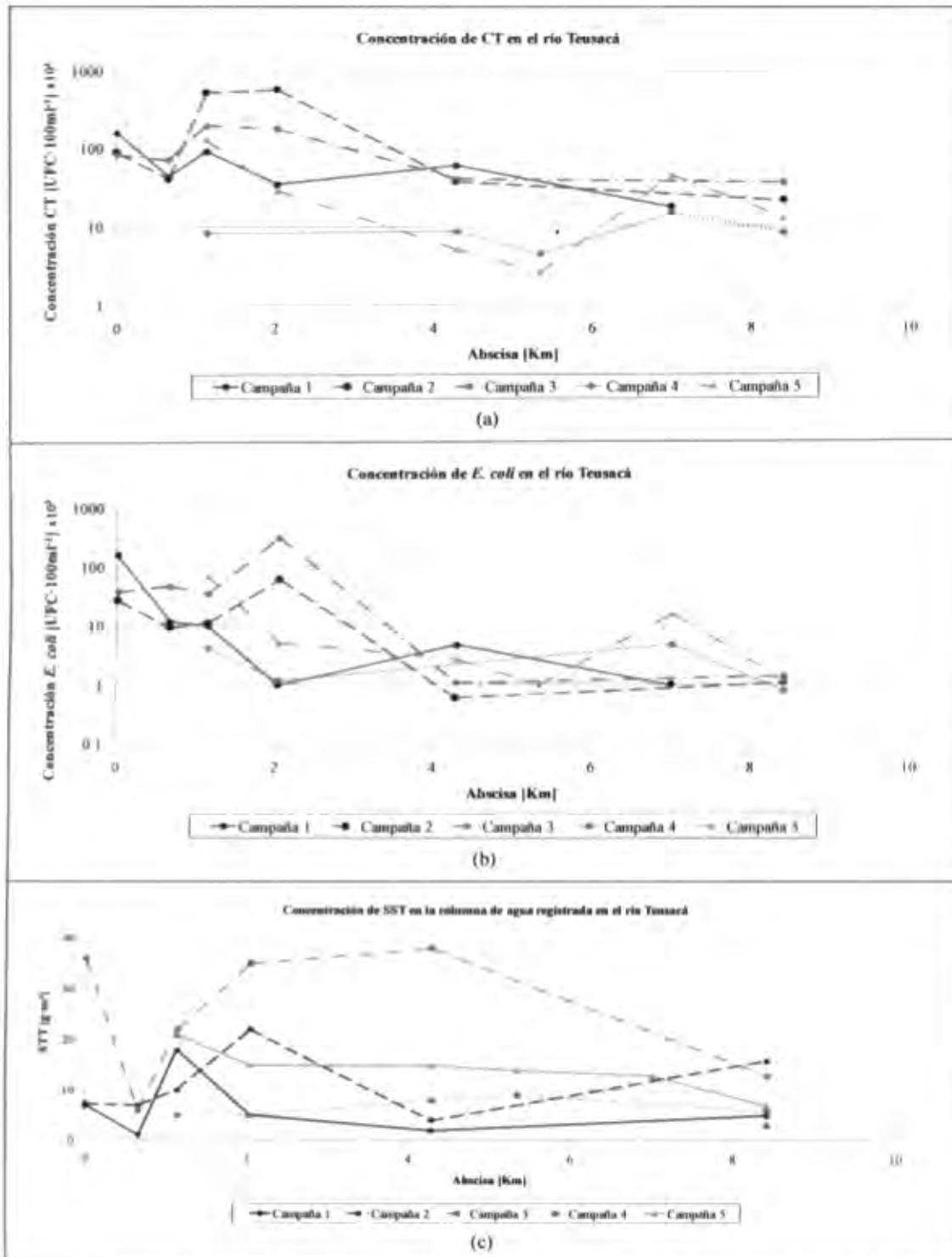


Figura 31. Resultados de los análisis de laboratorio de los determinantes de calidad del agua en los sitios de medición del río Teusacá: concentración de Coliformes Totales CT (a), concentración de *E.coli* (b), concentración de sólidos suspendidos totales SST (c).

5.3. Etapa 3: Modelo para el transporte de organismos patógenos.

Al igual que en el caso de estudio I y siguiendo la etapa 3 de la metodología propuesta se utiliza el modelo de transporte acoplado MDLC-ADZ de acuerdo con las recomendaciones de Less *et al.* (1998), Less *et al.* (2000) y (Camacho y Lees, 2000). Se implementa el algoritmo para el transporte de los organismos patógenos índice en tiempo discreto para calcular la concentración de organismos a la salida del elemento computacional a partir de la ecuación [55] en condiciones de flujo permanente, sin aportes de caudal lateral y tiempo discreto.

5.4. Etapa 4: Modelo de decaimiento de organismos patógenos.

Así como en el caso del río Subachoque, la tasa de decaimiento de bacterias del grupo CT y de la especie *E. coli* es la propuesta por Chapra (1997) tal como se describió en la sección 3.3, definida por la ecuación [54]. Para definir la concentración de SST se acopla el modelo de transporte de SST definido por la ecuación [56].

5.5. Etapa 5: Implementación del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Con el fin de simular el transporte y decaimiento de CT y *E. coli* en el río Teusacá se sigue la etapa 5 de la metodología propuesta. Se implementa el modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con procedimiento realizado en el caso I.

5.6. Etapa 6(a): Calibración objetiva del modelo hidráulico y de transporte.

La base de la caracterización hidráulica de los tramos del río de montaña y la calibración del modelo de transporte es la realización de experimentos con trazadores que permiten definir los parámetros fundamentales, tales como el tiempo medio de viaje o el tiempo de retención hidráulica, el tiempo de arribo de sustancias disueltas en la corriente, y la fracción dispersiva o el coeficiente

Al igual que en el caso de estudio I, la calibración se realiza por medio de dos procedimientos con fines de comparar resultados. El primero es la exploración del mejor conjunto de parámetros por medio de simulaciones de Monte-Carlo. El segundo es la implementación del método de optimización global *shuffled complex evolution* desarrollado en la Universidad de Arizona.

Se identificó el mejor modelo (parámetros y estructura) que representa el transporte de solutos aplicando la metodología GLUE implementada en la herramienta MCAT.

La calibración del modelo integrado MDLC-ADZ para los tramos T1-T5, T5-T7, T7-T11 permitió estimar los parámetros \bar{t} y r , y los parámetros asociados con las características hidráulicas del canal



en los tramos de estudio, pendiente longitudinal S_o , n de Manning, ancho base del canal W_o , y la fracción dispersiva DF o el coeficiente de retraso del soluto β .

Nótese los altos niveles de ajuste alcanzados. En todos los casos $R^2 > 0.958$. El coeficiente de rugosidad calibrado varía entre 0.14 y 0.19. Los altos valores del coeficiente de rugosidad obtenidos son propios de ríos de montaña caracterizados por la presencia de macrorugosidades, bloques de rocas y boldos que sobresalen de la lámina de agua; secuencias alternadas de piscinas y escalones o de piscinas y rápidos. La pendiente del lecho del fondo varía entre 0.37% y 0.89% y el ancho base entre 3.5 y 8.1 m. En la Tabla 45 se presentan los resultados de calibración de los parámetros hidráulicos de los tramos T1-T5, T5-T7, T7-T11.

Una vez establecidos los parámetros hidráulicos y de tiempo de viaje se realizan las curvas de calibración profundidad - caudal y velocidad - caudal. Para cada una de las curvas se establecen los coeficientes α y β de los tramos a partir de los cuales se calcula la profundidad de la lámina de agua en los tramos a lo largo del río. En la Tabla 46 se presentan los coeficientes de las curvas para los tramos del río Teusacá.

Tabla 45. Resultados de calibración del modelo MDLC-ADZ. Parámetros hidráulicos para el tramo S1-S2 del río Teusacá (n =coeficiente de Manning; W_o =ancho base del tramo; S_o =pendiente longitudinal; β =coeficiente de retraso del soluto; R^2 =coeficiente de Nash-Sutcliffe).

Tramo	n Manning [adim]	Ancho W_o [m]	Pendiente S_o [%]	DF [adim]	β (Ax/A) [adim]	R^2
T1-T5	0.190	5.54	0.82	0.426	0.000	0.995
T5-T7	0.146	3.53	0.89	0.444	0.000	0.958
T7-T11	0.180	8.04	0.37	0.253	0.000	0.996

Tabla 46. Coeficientes α y β para las curvas de calibración velocidad (U) - caudal (Q) y profundidad (H) - caudal (Q). R^2 es el coeficiente de Nash.

Curva de calibración $U=αQ^β$					Curva de calibración $H=αQ^β$				
Sitio	Ndatos	Alfa	Beta	R^2	Tramo	Ndatos	Alfa	Beta	R^2
1	37	0.297	0.353	0.992	1	37	0.605	0.632	0.992
2	37	0.297	0.353	0.992	2	37	0.605	0.632	0.992
3	37	0.297	0.353	0.992	3	37	0.605	0.632	0.992
4	37	0.297	0.353	0.992	4	37	0.605	0.632	0.992
5	37	0.402	0.323	0.998	5	37	0.2697	0.270	0.998
6	37	0.402	0.323	0.998	6	37	0.2697	0.270	0.998
7	37	0.214	0.368	0.990	7	37	0.5807	0.622	0.990
8	37	0.214	0.368	0.990	8	37	0.5807	0.622	0.990
9	37	0.214	0.368	0.990	9	37	0.5807	0.622	0.990
10	37	0.214	0.368	0.990	10	37	0.5807	0.622	0.990

5.7. Etapa 6(b): Calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Una vez calibrado el modelo integrado para el transporte de organismos patógenos y definidos los parámetros hidráulicos (n , W_m , S_m) y del modelo de transporte (\bar{E} , τ , DF) y con el fin de simular el transporte y decaimiento de CT y *E. coli* en el río Teusacá, se procede a implementar el modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos con base en las mediciones de las campañas realizadas en el río. En este sentido se siguen las definiciones presentadas en las secciones 3.3 de acuerdo con las recomendaciones de la sección 3.4, y las observaciones realizadas en el caso 1.

Con el fin de identificar el mejor *modelo*, *i.e.* estructura y parámetros, que represente el transporte y destino de organismos patógenos en los tramos del río Teusacá se realizó la calibración del modelo de patógenos mediante la exploración de las mismas cuatro opciones de calibración del caso 1.

5.7.1. Calibración directa de la tasa total de decaimiento de CT y *E. coli*.

Siguiendo la opción de calibración 1 se calibra directamente la tasa global de decaimiento de organismos patógenos para cada tramo, *i.e.* 5 parámetros de calibración, 1 para cada uno de los tramos T5-T6, T6-T7, T7-T8, T8-T10, T10-T11. En la Figura 32 se presentan los resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos de modelación del río Teusacá a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C1 siguiendo la opción de calibración 1. Se presentan los gráficos de puntos que representan la proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro en la calibración de CT (a), y la calibración de *E. coli* (b). Adicionalmente se presenta la distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 en la calibración de CT (c), y en la calibración de *E. coli* (d). Nótese que el parámetro claramente identificable en el rango de calibración es la tasa de decaimiento $kp5$ para el tramo T5-T6.

En la Tabla 47 se presentan los resultados de calibración de la tasa de decaimiento de CT de acuerdo con la función objetivo R^2 . Nótese que la tasa de decaimiento del sitio T5-T6 para la campaña 5 es un valor alto (26.4 d^{-1}) obtenido para las condiciones de caudales más altos. En la Tabla 48 se presentan los resultados de calibración de la tasa de decaimiento de *E. coli*.

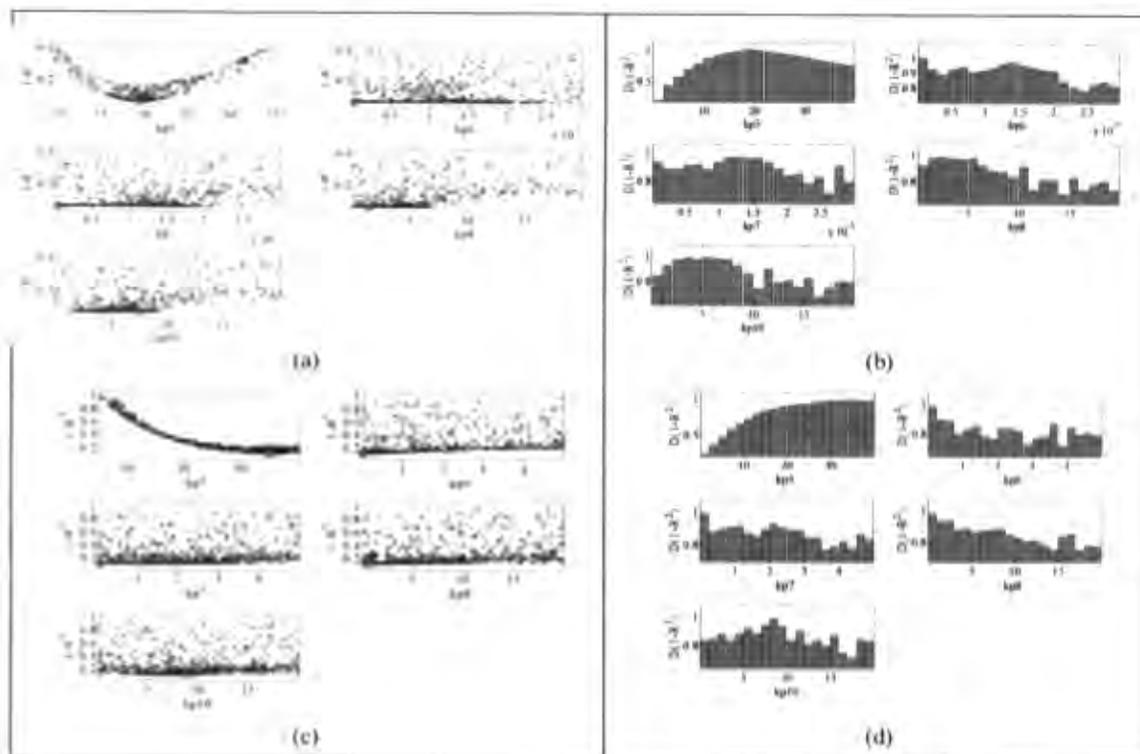


Figura 32. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Teusacá a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C1. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro: calibración de CT (a), calibración de *E. coli* (b). Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 : calibración de CT (c), calibración de *E. coli* (d).

Tabla 47. Tasa de decaimiento global de bacterias Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		K_p CT [d^{-1}]					Promedio	R^2
		T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-T10	T10-T11		
Campaña	1	12.84	0.27	5.06	10.01	8.65	7.36	0.937
	5	26.44	26.44	11.20	13.14	7.49	16.94	0.982
Prom.		19.64	13.36	8.13	11.58	8.07	12.15	

Tabla 48. Tasa de decaimiento global de la especie *E. coli* para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .

		K_p <i>E. coli</i> [d^{-1}]					Promedio	R^2
		T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-T10	T10-T11		
Campaña	1	34.91	1.01E-03	1.05E-03	6.06	2.91	8.78	0.890
	5	40.00	40.00	39.87	40.00	39.88	39.95	0.904
Prom.		37.45	20.00	19.94	23.03	21.39	24.36	

Con relación al análisis de sensibilidad y de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado del transporte y decaimiento de organismos patógenos, en la Figura 33 se presentan los gráficos para la opción de calibración 1 del modelo de CT y *E. coli*. Nótese que mediante la opción de calibración 1 el modelo presenta una clara sensibilidad frente a la tasa global de decaimiento para el tramo T5-T6.

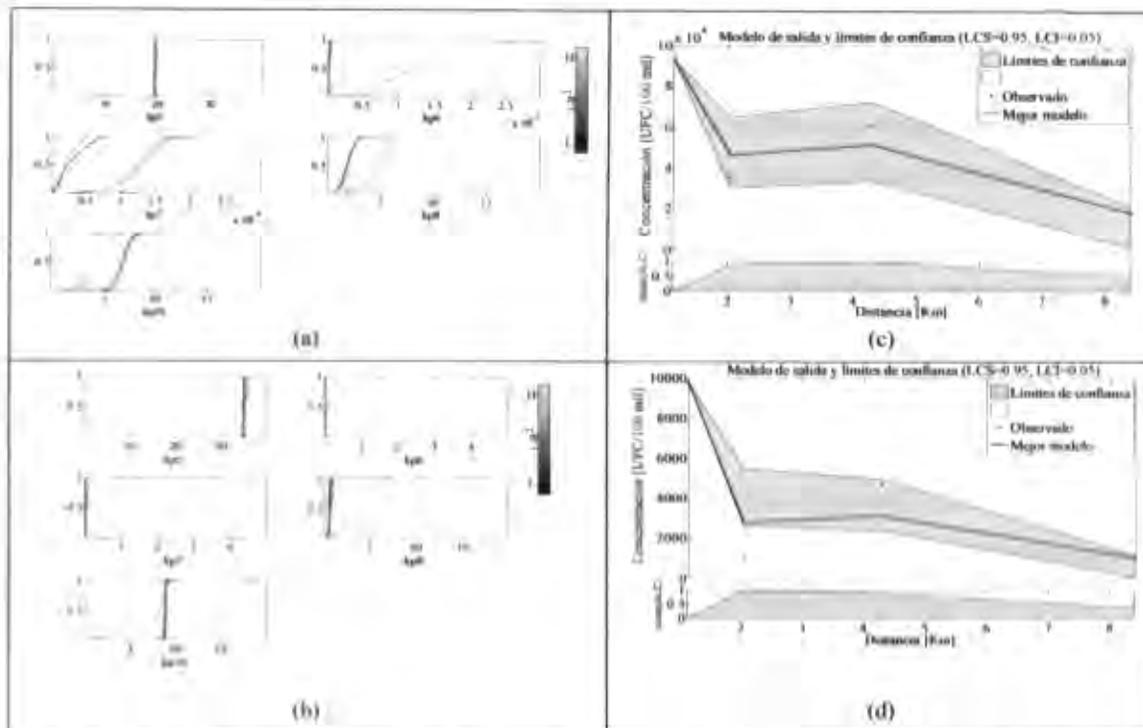


Figura 33. Análisis de sensibilidad paramétrica de acuerdo con la opción de calibración 1 del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli*. Análisis de incertidumbre de acuerdo con la metodología GLUE: (c) modelo CT, y (d) modelo de *E. coli*.

5.7.2. Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando parámetros globales y 3 parámetros adicionales para el transporte de SST.

Mediante la opción de calibración 4, se considera 1 parámetro global igual para todos los tramos a_m , 3 parámetros calibrados por tramo l_0 , k_d , v_s y 3 parámetros adicionales del modelo de transporte de sólidos suspendidos totales: velocidad de resuspensión v_r , densidad de los sedimentos ρ , y porosidad de los sedimentos ϕ . v_r se calibra por tramos mientras que ρ y ϕ se calibran globalmente. En esta opción el número total de parámetros es de 23.

En la Figura 34 se presentan los gráficos de dispersión que representan la superficie paramétrica de cada uno de los parámetros calibrados en esta opción para (a) CT y (b) *E. coli* a partir de los datos observados en la campaña de mediciones C2, y en la Figura 35 se presentan los gráficos de la distribución paramétrica del modelo para la calibración de (a) CT y (b) *E. coli*. Nótese de que a pesar de tratarse de 23 parámetros, éstos presentan mayor identificabilidad que para el caso de la opción de calibración 1. En esta opción de calibración de CT (opción 4) todos los parámetros presentan un claro valor óptimo identificable en el rango de calibración. En la calibración de *E. coli* los parámetros también presentan un óptimo global identificable en el rango de calibración.



Los resultados de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de bacterias del grupo CT para cada una de las campañas de medición se presentan a continuación de acuerdo con la función objetivo R^2 . En la Tabla 49 se presentan los resultados de calibración de los parámetros globales a_m e I_0 . El parámetro a_m se calibró globalmente, *i.e.* igual para todos los tramos de una misma campaña. De igual modo se presentan los valores de calibración para la intensidad de la radiación solar en la superficie del agua (I_0).

En la Tabla 50 se presentan los resultados de calibración del coeficiente de partición k_d , y la velocidad de sedimentación de los sólidos suspendidos totales v_s , parámetros calibrados para cada tramo. Los parámetros calibrados v_r , ρ y ϕ , para el modelo de transporte de SST se presentan en la Tabla 51.

Los valores calibrados para la tasa de mortalidad base (k_{p1}) de la tasa de pérdida por radiación solar (k_{p2}) se presentan en la Tabla 52. En la Por otra parte, para determinar el efecto que tiene cada uno de los parámetros sobre el comportamiento total del modelo, se evalúa la sensibilidad regional de los parámetros mediante la herramienta MCAT. En la Figura 36 se presentan los gráficos con la respuesta de salida y la banda de confianza del mejor modelo para la calibración del modelo de SST aplicando la opción de calibración 4. Nótese que en ambos casos la respuesta del modelo es igual.

Tabla 53 se presentan los resultados de calibración de la tasa de pérdida por sedimentación (k_{ps}).

Tabla 49. Parámetros de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Teusacá. Parámetros globales iguales para todos los tramos: a_m = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_e y la concentración de sólidos suspendidos m ; e I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua.

		a_m		I_0						R^2
		[$m^2 \cdot gr^{-1} \cdot m^{-1}$]		[$l \cdot y \cdot hr^{-1}$]						
		Global		T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Promedio	
Campaña	1	29.96		6.15	8.78	12.27	4.48	3.48	7.03	0.899
	5	0.01		19.35	21.93	10.45	18.48	30.00	20.04	0.839
Prom.		14.98		12.75	15.35	11.36	11.48	16.74	13.54	

Tabla 50. Parámetros de calibración para la estimación de la tasa de decaimiento de Coliformes Totales durante las campañas de medición en el río Teusacá. Parámetros por tramo k_d = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas, y v_s = velocidad de sedimentación de las partículas sólidas.

		k_d						v_s						R^2
		[$m^2 \cdot g^{-1}$]						[$m \cdot d^{-1}$]						
		T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	
Campaña	1	0.519	-0.607	0.588	0.321	0.394	0.486	4.00	4.00	2.04	1.27	3.73	3.01	0.899
	5	0.289	0.214	0.349	0.269	0.845	0.393	1.96	1.15	1.44	1.55	3.99	1.63	0.839
Prom.		0.404	0.410	0.468	0.295	0.619	0.439		2.58	1.74	1.41	3.86	2.52	

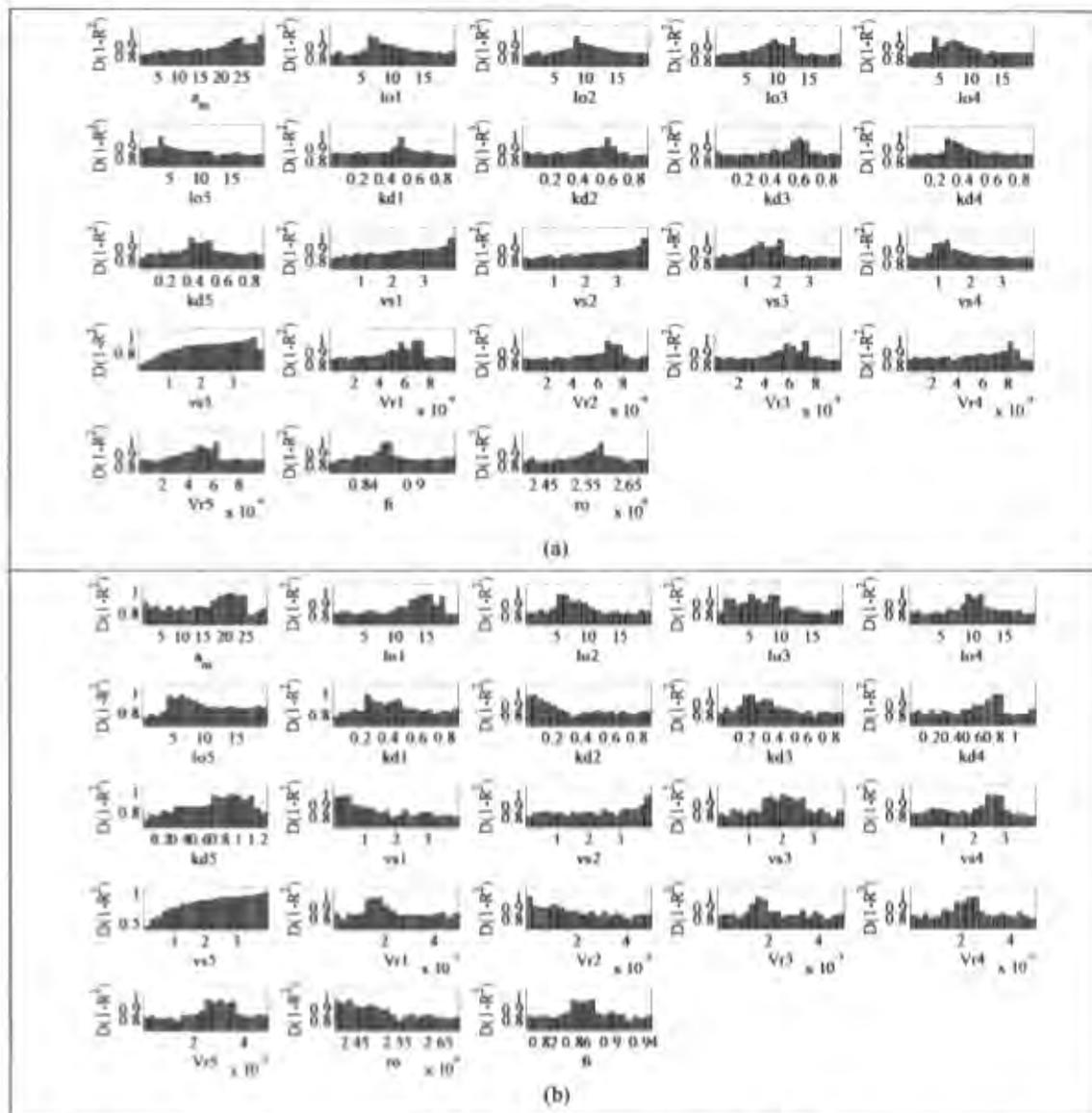


Figura 35. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, durante la campaña de medición C1 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Tabla 52. Tasa de mortalidad base k_{pt} , y tasa de pérdida por radiación solar k_{pl} de Coliformes Totales para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .

	$K_{pt} CT [d^{-1}]$						$K_{pl} CT [d^{-1}]$							
	TS-T6	T6-T7	T7-T8	T8-T10	T10-T11	Prom.	TS-T6	T6-T7	T7-T8	T8-T10	T10-T11	Prom.	R^2	
Campaña	1	0.61	0.68	0.48	0.48	0.48	0.55	0.03	0.07	0.53	1.20	2.25	0.82	0.900
	5	0.53	0.61	0.59	0.72	0.65	0.62	29.00	28.99	29.20	28.16	28.26	28.72	0.840
Prom.		0.57	0.64	0.53	0.60	0.57	0.58	14.51	14.53	14.86	14.68	15.26	14.77	

Por otra parte, para determinar el efecto que tiene cada uno de los parámetros sobre el comportamiento total del modelo, se evalúa la sensibilidad regional de los parámetros mediante la herramienta MCAT. En la Figura 36 se presentan los gráficos con la respuesta de salida y la banda de confianza del mejor modelo para la calibración del modelo de SST aplicando la opción de calibración 4. Nótese que en ambos casos la respuesta del modelo es igual.

Tabla 53. Tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa de decaimiento total k_p de Coliformes Totales para los tranos de estado del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .

	k_{ps} CT [d ⁻¹]						k_p CT [d ⁻¹]						R^2
	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	
Campaña													
1	16.52	7.93	1.13	0.35	0.12	5.71	17.16	8.68	2.14	2.03	2.85	6.57	0.899
5	11.59	11.36	9.71	3.34	3.09	7.82	41.12	40.96	39.49	32.22	32.01	37.16	0.839
Prom.	14.05	9.65	5.42	1.85	1.61	6.51	29.14	24.82	20.82	17.12	17.43	21.87	

Luego de obtener los resultados de calibración, a partir de los parámetros del modelo se determina el coeficiente de extinción de radiación solar en la columna de agua (k_e) y la densidad y porosidad de los sedimentos m' (cf. Tabla 54).

Tabla 54. Coeficiente de extinción de radiación solar en la columna de agua k_e , y fracción de bacterias adheridas a las partículas F_p , y concentración de "sólidos suspendidos" en los sedimentos m' , estimados a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.

	k_e [m ⁻¹]						m' [mg/l]	
	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Promedio	Global	
Campaña								
1	539.23	247.81	34.22	34.22	0.40	171.18	345·10 ³	
5	24.98	17.62	12.85	16.91	16.99	17.87	200·10 ³	
Prom.	282.10	132.72	23.53	25.57	8.69	94.52	272·10 ³	

A partir de los parámetros calibrados del modelo también se pueden determinar la fracción de bacterias adheridas a las partículas en suspensión (F_p) en función del coeficiente de partición y de la concentración de sólidos en suspensión totales simulada (cf. Tabla 55).

Tabla 55. Fracción de bacterias adheridas a las partículas F_p , estimada a partir de los parámetros calibrados del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de bacterias Coliformes Totales.

	F_p [adim]					
	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.
Campaña						
1	0.903	0.834	0.402	0.402	0.004	0.509
5	0.859	0.817	0.857	0.806	0.924	0.852
Prom.	0.881	0.825	0.629	0.604	0.464	0.681

Los resultados de calibración para la estimación de la tasa de mortalidad base (k_{p1}) de bacterias de la especie *E. coli* se presentan en la Tabla 56. Nótese que los resultados son iguales que para los obtenidos en la calibración del grupo Coliforme Total. Adicionalmente se presentan los valores calibrados de la tasa de pérdida por radiación solar (k_{p1}). En la Tabla 57 se presentan los resultados



de calibración de la tasa de pérdida por sedimentación (k_{ps}) y de la tasa de decaimiento total (k_p) para *E. coli*.

Tabla 56. Tasa de mortalidad base k_{p1} , y tasa de pérdida por radiación solar k_{p1} de *E. coli* para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .

	$K_{p1} E. coli [d^{-1}]$						$K_{p1} E. coli [d^{-1}]$						R^2
	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	
Campaña 1	0.61	0.68	0.48	0.48	0.48	0.55	0.08	0.08	0.60	1.27	1.64	0.74	0.78
Campaña 5	0.53	0.61	0.59	0.72	0.65	0.62	21.80	22.93	24.24	19.10	19.58	21.53	0.85
Prom.	0.57	0.64	0.53	0.60	0.57	0.58	10.94	11.51	12.42	10.19	10.61	11.13	

Tabla 57. Tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa de decaimiento total k_p de *E. coli* para los tramos de estudio del río Teusacá de acuerdo con la función objetivo R^2 .

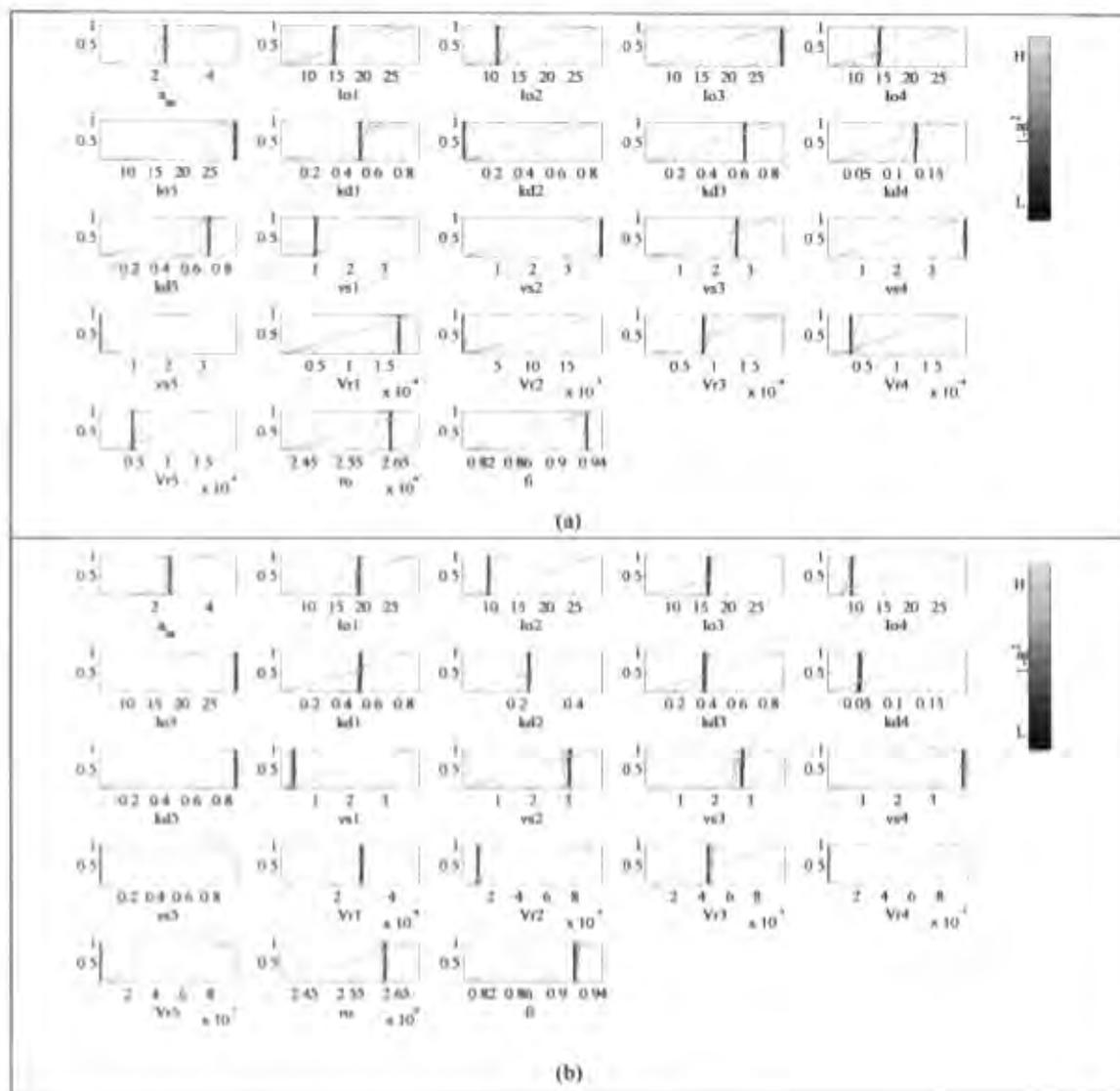
	$K_{ps} E. coli [d^{-1}]$						$K_p E. coli [d^{-1}]$						R^2
	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	
Campaña 1	19.37	18.70	2.66	0.94	0.72	8.48	20.06	19.45	3.74	2.69	2.84	9.76	0.777
Campaña 5	11.24	9.08	7.73	2.51	2.33	6.58	33.57	32.63	32.55	22.34	22.56	28.73	0.851
Prom.	15.30	13.89	5.19	1.72	1.52	7.53	26.81	26.04	18.15	12.52	12.70	19.24	

5.8. Etapa 7: Validación del modelo.

Posterior a la calibración del modelo para simular el transporte y decaimiento de organismos patógenos se procede a su validación. La validación del modelo se realizó con datos observados diferentes a los empleados durante el proceso de calibración. De aquí la importancia de realizar diferentes campañas de mediciones para tener la posibilidad de calibrar con datos de por lo menos dos campañas de medición y validar con los datos observados en una o más campañas bajo diferentes condiciones hidráulicas e hidrológicas.

Adicionalmente, la validación del modelo se realiza con base en el mejor conjunto de parámetros calibrados los cuales se escogen por medio del análisis de incertidumbre al calibrar el modelo con dos o más conjuntos de datos observados. Por tanto se requiere de la exploración de diferentes combinaciones de conjuntos de datos observados para encontrar el conjunto de parámetros que representa con mejor ajuste las condiciones observadas según las funciones objetivo.

En este sentido y con el fin de escoger el mejor las campañas de medición con las que se calibra el modelo para definir el mejor conjunto de parámetros, se presentan las tasas de decaimiento de CT y *E. coli* obtenidas en la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos mediante cada una de las opciones de calibración y cada uno de los tramos del río Teusacá.



En la Tabla 58 se presenta el resumen de las tasas de decaimiento de CT y *E. coli* para el río Teusacá obtenidas en la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos mediante las opciones de calibración 1 y 2. En la Tabla 59 se presenta el resumen para las opciones de calibración 3 y 4. En la Tabla 60 se presenta el valor promedio por campaña.

Con el fin de definir la mejor combinación de campañas para realizar la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos se exploran 4 diferentes combinaciones: (1) C1C5, calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5; (2) C1C2, calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 1 y 2; (3) C1C2C5, calibración conjunta del modelo con los datos



observados de las campañas de medición 1, 2 y C5; y (4) calibración conjunta del modelo con los datos observados de las campañas de medición 2, 4 y 5. De la Tabla 61 a la Tabla 63 se presentan los valores de los parámetros calibrados para cada una de estas combinaciones.

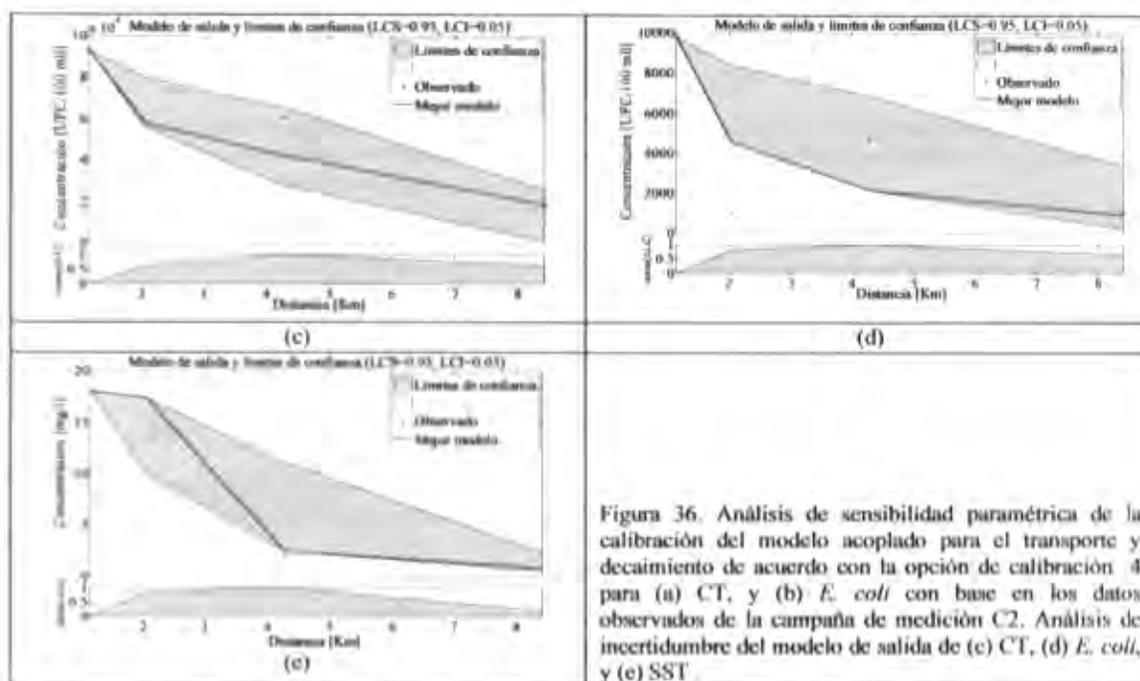


Figura 36. Análisis de sensibilidad paramétrica de la calibración del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de acuerdo con la opción de calibración 4 para (a) CT, y (b) *E. coli* con base en los datos observados de la campaña de medición C2. Análisis de incertidumbre del modelo de salida de (c) CT, (d) *E. coli*, y (e) SST.

Tabla 58. Resumen de la tasa de decaimiento de organismos patógenos del tramo T5-T6 del río Teusacá para las 4 alternativas de calibración y 5 campañas de medición. Prom. = valor promedio, D.E.=desviación estándar.

		k_p Río Teusacá [día ⁻¹]							
		Opción 1 (5 parámetros)				Opción 2 (4 parámetros)			
		CT	F.O.	<i>E. coli</i>	F.O.	CT	F.O.	<i>E. coli</i>	F.O.
Campaña	1	7.36	0.937	8.78	0.890	4.95	0.725	6.81	0.676
	5	16.94	0.982	39.95	0.904	37.59	0.801	37.59	0.913
	Prom.	12.15		24.36		21.27		22.20	

Tabla 59. Resumen de la tasa de decaimiento de organismos patógenos k_p de acuerdo con las alternativas de calibración 3 y 4, i.e. (3) calibración de 1 parámetro global: α_m y 3 parámetros por tramo: I_0 , k_d , v_s ; y (4) calibración de 3 parámetros globales: α_m , ρ , ϕ ; y 4 parámetros por tramo: I_0 , k_d , v_s , v_r . F.O = valor de la función objetivo, Prom. = valor promedio, D.E.=desviación estándar.

		k_p Río Teusacá [día ⁻¹]							
		Opción 3 (16 parámetros)				Opción 4 (23 parámetros)			
		CT	F.O.	<i>E. coli</i>	F.O.	CT	F.O.	<i>E. coli</i>	F.O.
Campaña	1	4.95	0.725	6.75	0.670	6.57	0.899	9.76	0.777
	5	36.32	0.779	28.52	0.823	37.16	0.839	28.73	0.851
	Prom.	20.64		17.63		21.87		19.24	

Tabla 60. Promedio de la tasa de decaimiento de organismos patógenos en el río Teusacá para las 4 alternativas de calibración y 5 campañas de medición.

		Promedio	
		CT	<i>E. coli</i>
Campaña	1	5.96	8.02
	5	32.01	33.70
Prom.		18.98	20.86

Tabla 61. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. a_m = constante de proporcionalidad entre el coeficiente de extinción de luz k_p y la concentración de sólidos suspendidos m . I_0 = intensidad de la radiación solar en la superficie del agua.

		a_m	I_0					Promedio	
		[m ³ g ⁻¹ m ⁻¹]	[Ly-h ⁻¹]						
Combinación		Global	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11		
		C1C5	14.98	12.75	15.35	11.36	11.48	16.74	13.54
		C1C2	16.83	15.17	8.28	18.45	8.58	16.74	13.45
		C1C2C5	11.22	16.56	12.83	15.78	11.88	21.16	15.64
		C2C4C5	2.90	19.72	14.67	15.78	16.49	21.67	17.66
Prom.		11.49	16.05	12.78	15.34	12.11	19.08	15.07	

Tabla 62. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. k_d = coeficiente de partición a partir del cual se calcula la fracción de bacterias adheridas a las partículas. v_s = velocidad de sedimentación de las partículas sólidas.

		k_d					v_s							
		[m ³ g ⁻¹]					[m-d ⁻¹]							
Campaña		T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11	Prom.	
		C1C5	0.40	0.41	0.47	0.29	0.62	0.44	2.00	2.58	1.74	1.41	3.86	2.32
		C1C2	0.31	0.39	0.45	0.21	0.40	0.35	3.57	3.99	2.06	2.44	1.86	2.79
		C1C2C5	0.30	0.31	0.42	0.23	0.55	0.37	2.38	3.04	1.86	2.14	2.57	2.40
		C2C4C5	0.19	0.14	0.39	0.27	0.50	0.30	1.14	1.88	1.62	2.00	1.33	1.60
Prom.		0.30	0.32	0.43	0.25	0.52	0.36	2.27	2.87	1.82	2.00	2.41	2.28	

Tabla 63. Resumen de los parámetros calibrados de acuerdo con las 4 combinaciones de calibración. Parámetros adicionales para simular el transporte de sólidos en suspensión. v_r = Velocidad de resuspensión. ρ = densidad de los sedimentos. ϕ = porosidad de los sedimentos.

		v_r					Promedio	ϕ	ρ	
		[m-s ⁻¹]								[adim]
Campaña		T5-T6	T6-T7	T7-T8	T8-10	T10-T11		Global	Global	
		C1C5	6.19E-09	5.73E-09	6.14E-09	5.19E-09	7.66E-09	6.18E-09	0.894	2.57E+06
		C1C2	5.51E-09	4.04E-09	6.91E-09	7.32E-09	8.07E-09	6.37E-09	0.880	2.58E+06
		C1C2C5	5.51E-09	4.28E-09	6.20E-09	5.66E-09	8.44E-09	6.02E-09	0.894	2.57E+06
		C2C4C5	5.68E-07	4.21E-07	2.05E-07	1.75E-07	1.54E-07	3.05E-07	0.872	2.57E+06
Prom.		1.46E-07	1.09E-07	5.61E-08	4.83E-08	4.45E-08	8.08E-08	0.885	2.58E+06	

En la Tabla 64 se presentan los valores de ajuste obtenidos en la calibración del modelo mediante las diferentes combinaciones de calibración. El mejor ajuste se obtuvo mediante la combinación



C1C5, i.e. los parámetros obtenidos en esta combinación son los empleados para validar el modelo. En la Figura 37 y la Figura 39 se presentan los resultados de validación.

Tabla 64. Comparación y elección de la combinación de campañas para la calibración del modelo de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá. Aparece resaltado en tono oscuro la mejor combinación por campaña y organismo patógeno de acuerdo con las funciones objetivo R^2 y APB , i.e. máximo valor de R^2 y mínimo valor de APB . Aparece resaltado en tono más claro la siguiente mejor combinación por campaña.

	C1C2		C1C5		C1C2C5		C2C4C5	
	CT	EC	CT	EC	CT	EC	CT	EC
Campaña 1	0.802	0.645	0.779	0.729	0.805	0.676	0.747	0.588
2	0.767	0.896	0.837	0.394	0.884	0.212	0.943	0.091
3	0.564	0.022	0.894	0.003	0.783	0.014	0.740	0.026
4	0.273	0.237	0.333	0.144	0.377	0.132	0.445	0.073
5	0.018	0.444	2.845	0.860	0.312	0.043	0.076	0.074

Los valores promedio de la tasa de mortalidad base k_{p1} , la tasa de pérdida por radiación solar k_{p1} de *E. coli*, la tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y la tasa total de decaimiento total k_p de CT para todas las campañas de acuerdo con la función objetivo R^2 se presentan en Tabla 65.

Tabla 65. Tasa de mortalidad base k_{p1} , tasa de pérdida por radiación solar k_{p1} , tasa de pérdida por sedimentación k_{ps} , y tasa total de decaimiento total k_p de CT para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

Campaña	k_{p1} CT [d ⁻¹]	k_{p1} CT [d ⁻¹]	k_{ps} CT [d ⁻¹]	k_p CT [d ⁻¹]	R^2
1	0.55	3.01	7.09	10.65	0.779
2	0.48	2.64	7.12	10.24	0.837
3	0.53	0.24	6.55	7.32	0.894
4	0.30	4.39	5.88	10.77	0.333
5	0.62	0.19	6.11	6.91	2.845

Las tasas para *E. coli* se presentan en Tabla 69.

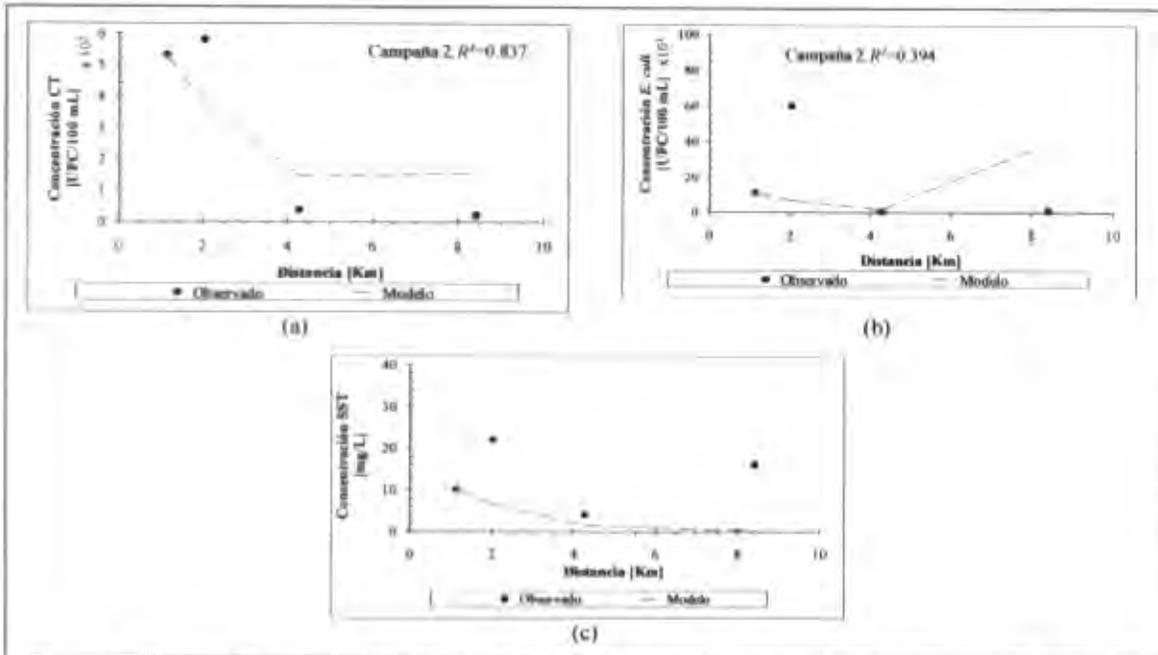


Figura 37. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá para la campaña de medición 2 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5 (combinación de calibración CIC5). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli*; y (c) modelo para el transporte de SST.

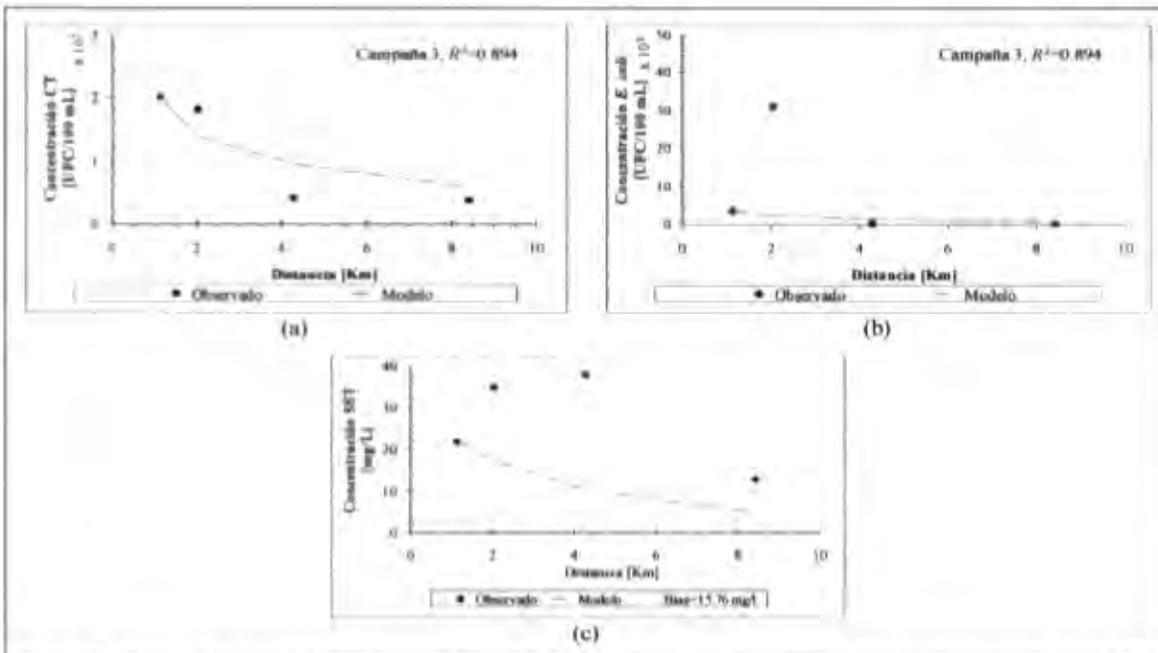


Figura 38. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá para la campaña de medición 3 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5 (combinación de calibración CIC5). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli*; y (c) modelo para el transporte de SST.

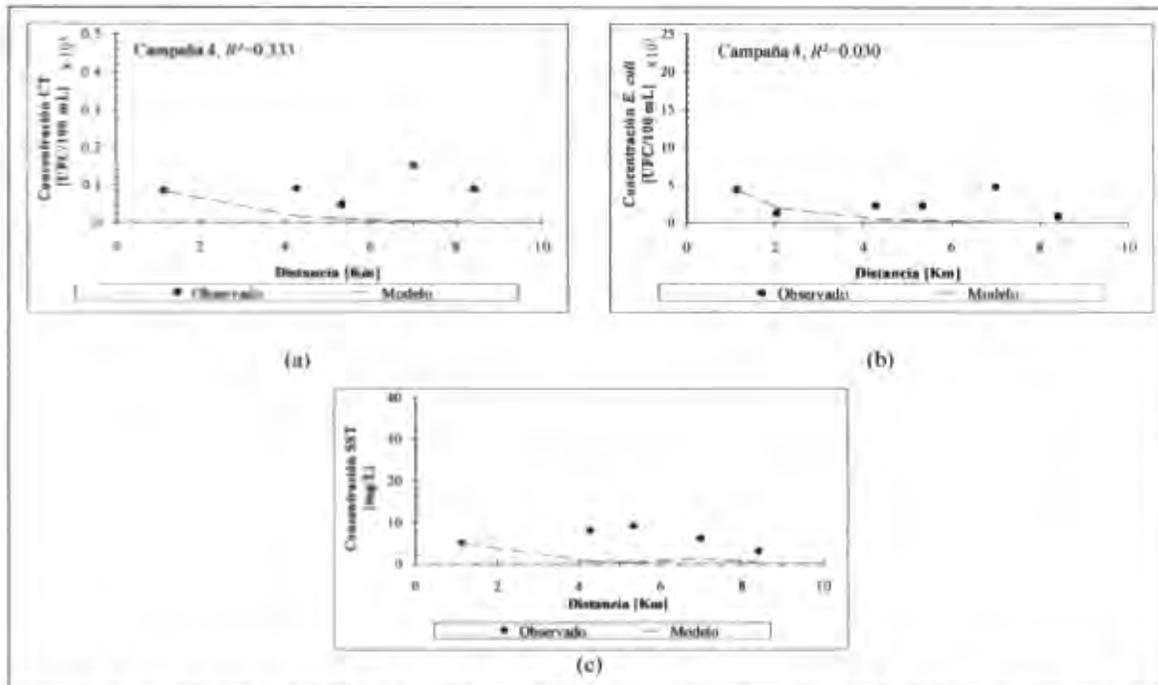


Figura 39. Resultados de validación del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá para la campaña de medición 4 de acuerdo con los parámetros calibrados con los datos observados de las campañas de medición 1 y 5 (combinación de calibración C1C5). Modelo para el transporte y decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli*; y (c) modelo para el transporte de SST.

Tabla 66. Tasa de mortalidad base k_{p1} , tasa de pérdida por radiación solar k_{p2} , tasa de pérdida por sedimentación k_{p3} , y tasa total de decaimiento total k_p de *E. coli* para los tramos de estudio del río Subachoque de acuerdo con la función objetivo R^2 .

Campaña	$k_{p1} E. coli [d^{-1}]$	$k_{p2} E. coli [d^{-1}]$	$k_{p3} E. coli [d^{-1}]$	$k_p E. coli [d^{-1}]$	R^2
1	0.55	3.51	7.96	12.01	0.729
2	0.48	3.18	8.15	11.81	0.394
3	0.53	0.32	7.13	7.97	0.003
4	0.50	4.44	7.39	12.34	0.030
5	0.62	0.24	6.61	7.48	0.860

A manera de resumen en la Tabla 70 se presentan los valores mínimo, promedio y máximo de k_{p1} , k_{p2} , k_{p3} , y k_p definidos en validación a partir de la opción de calibración 4 y la combinación de campañas C1C5.

Tabla 67. Resumen de las tasas de decaimiento de CT en el río Teusacá.

	$k_{p1} [d^{-1}]$		$k_{p2} [d^{-1}]$		$k_{p3} [d^{-1}]$		$k_p [d^{-1}]$	
	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>
Mínimo	0.48	0.48	0.19	0.24	5.88	6.61	6.91	7.48
Promedio	0.54	0.54	2.09	2.34	6.55	7.45	9.18	10.32
Máximo	0.62	0.62	4.39	4.44	7.12	8.15	10.77	12.34

Nótese que los valores encontrados de k_p son consistentes con los reportados en la literatura por Bowie *et al.* (1985), Barcina *et al.* (1986) y Beaudeau *et al.* (2001) (*cf.* Tabla 8)

En el siguiente capítulo se presentan una discusión final acerca de los resultados encontrados en el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña en los casos de estudio 1 y 2.

6. DISCUSIÓN FINAL

Comportamiento y predicción de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli*

Con el fin de predecir la tasa de decaimiento total y sus componentes, *i.e.* k_p , k_{p1} , k_{p1} , y k_{ps} , se realizó un ajuste polinomial de primer grado (ajuste lineal) para los datos calibrados de las tasas de decaimiento en función del caudal. El modelo lineal es del tipo:

$$k_p = aQ + b \quad [57]$$

En la Tabla 68 se presentan las ecuaciones y los valores de los coeficientes a y b obtenidos de acuerdo con la función objetivo R^2 para los ajustes en mención. El comportamiento general de la tasa de decaimiento se presenta en la Figura 40 para (a) CT y (b) *E.coli*. El comportamiento individual de k_p , k_{p1} , k_{p1} , y k_{ps} para CT y *E. coli*, los modelos de predicción lineal y la banda de confianza del 95% se presenta en la Figura 41.

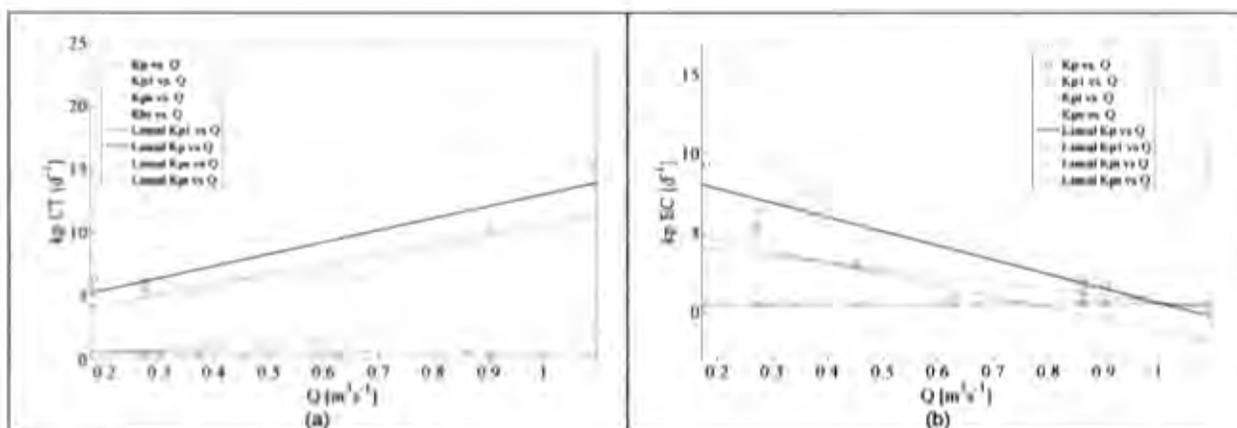


Figura 40. Comportamiento de la tasa de decaimiento con base en las observaciones en el Río Subachoque.

Tabla 68. Coeficientes de las ecuaciones lineales para la predicción de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* en los tramos de estudio del río Subachoque.

	a	Límites de confianza 95%		b	Límites de confianza 95%		R^2
		Inferior	Superior		Inferior	Superior	
k_p CT	9.385	-5.281	13.490	3.613	1.389	5.836	0.777
k_p <i>E.coli</i>	-8.975	-12.840	-5.107	9.568	7.462	11.670	0.728
k_{p1} CT	0.005	-0.010	0.020	0.529	193.000	0.538	0.088
k_{p1} <i>E.coli</i>	-0.005	-0.041	0.031	0.538	0.517	0.560	0.016
k_{p2} CT	7.900	6.588	9.212	2.737	2.003	3.470	0.947
k_{p2} <i>E.coli</i>	-4.162	-5.924	-2.400	4.799	3.685	5.913	0.735
k_{ps} CT	2.673	-1.011	6.358	0.068	-1.720	1.855	0.296
k_{ps} <i>E.coli</i>	-7.134	-10.640	-3.625	5.974	3.910	8.037	0.702

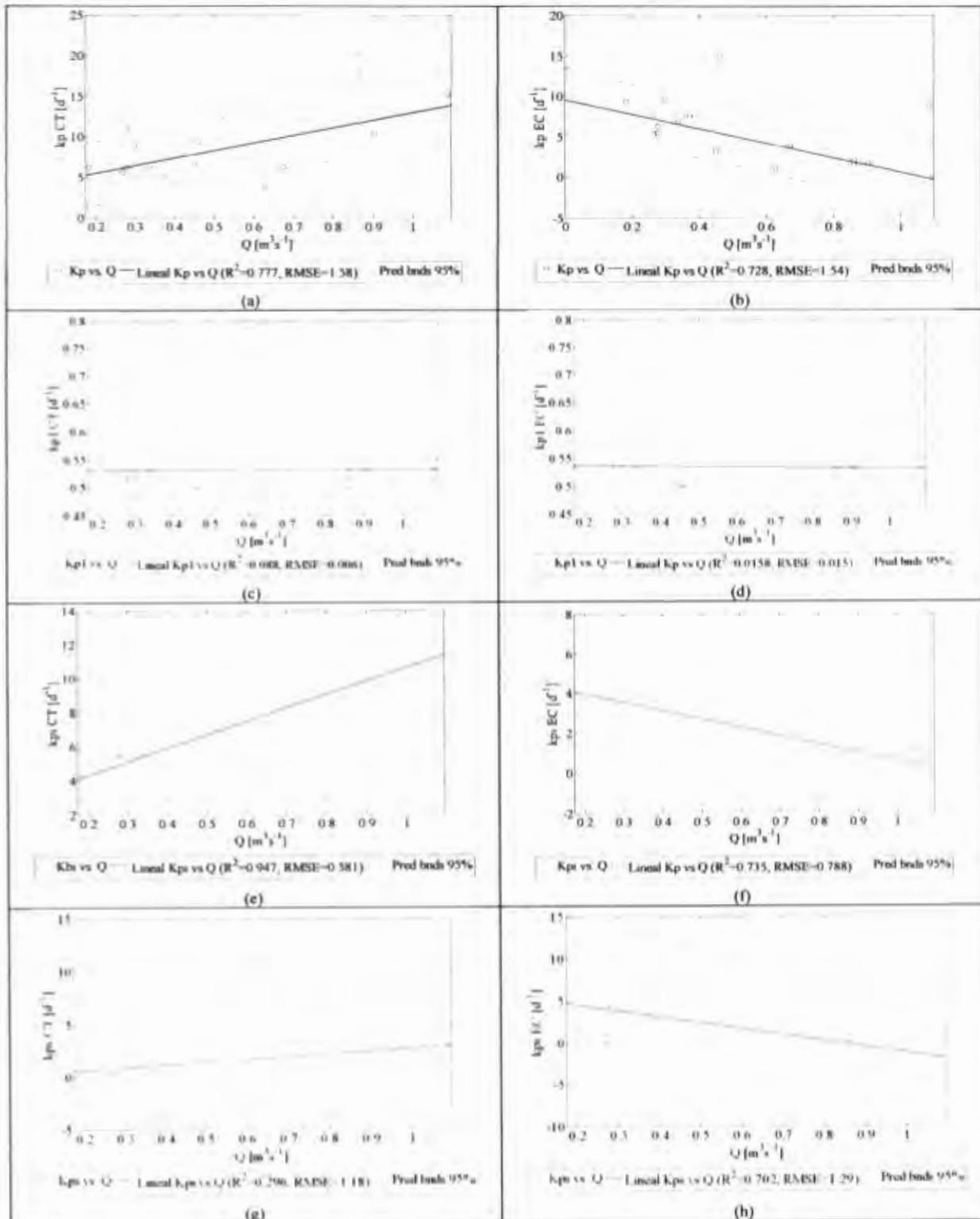


Figura 41. Predicción de la tasa de decaimiento con base en las observaciones en el Río Subachoque. No se consideran las observaciones de la campaña C4.



De igual modo con el fin de predecir la tasa de decaimiento total de CT y *E. coli* y sus componentes, i.e. k_p , k_{p1} , k_{p1s} y k_{ps} en los tramos de estudio del río Teusacá, se realizó un ajuste polinomial de primer grado (ajuste lineal) para los datos calibrados de las tasas de decaimiento en función del caudal.

En este caso el comportamiento individual para CT y *E. coli* fue semejante, i.e. en ambos casos se presentó una tendencia clara de aumentar el decaimiento con el caudal. En la Tabla 69 se presentan las ecuaciones y los valores de los coeficientes a y b obtenidos de acuerdo con la función objetivo R^2 para los ajustes en mención. El comportamiento general de la tasa total de decaimiento para (a) CT y (b) *E.coli* se presenta en la Figura 42. El comportamiento individual de k_p , k_{p1} , k_{p1s} y k_{ps} para CT y *E. coli*, los modelos de predicción lineal y la banda de confianza del 95% se presentan en esta misma figura.

Tabla 69. Coeficientes de las ecuaciones lineales para la predicción de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* en los tramos de estudio del río Teusacá.

	a	Límites de confianza 95%		b	Límites de confianza 95%		R^2
		Inferior	Superior		Inferior	Superior	
K_p CT	17.730	13.770	21.680	-0.658	-4.965	3.649	0.822
K_p <i>E.coli</i>	11.110	6.398	15.830	2.463	-1.903	6.829	0.646
K_{p1} CT	0.067	0.044	0.089	0.468	0.446	0.490	0.665
K_{p1} <i>E.coli</i>	0.096	0.061	0.131	0.464	0.432	0.496	0.711
K_{p1s} CT	14.070	9.911	18.230	-2.601	-7.035	1.833	0.725
K_{p1s} <i>E.coli</i>	11.130	8.627	13.640	-2.421	-5.153	0.311	0.829
K_{ps} CT	5.798	3.976	7.619	1.186	-2.969	0.596	0.700
K_{ps} <i>E.coli</i>	2.041	0.551	3.538	0.392	-0.990	1.775	0.381

Tabla 70. Coeficientes de las ecuaciones lineales para la predicción conjunta de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* en los tramos de estudio del río Teusacá.

	a	Límites de confianza 95%		b	Límites de confianza 95%		R^2
		Inferior	Superior		Inferior	Superior	
K_p	13.800	11.060	16.540	1.447	-1.203	4.096	0.761
K_{p1}	0.060	0.052	0.069	0.467	0.458	0.475	0.875
K_{ps}	12.630	10.790	14.480	-2.441	-4.337	-0.545	0.855
K_{ps}	3.883	2.916	4.850	-0.759	-1.786	0.268	0.628

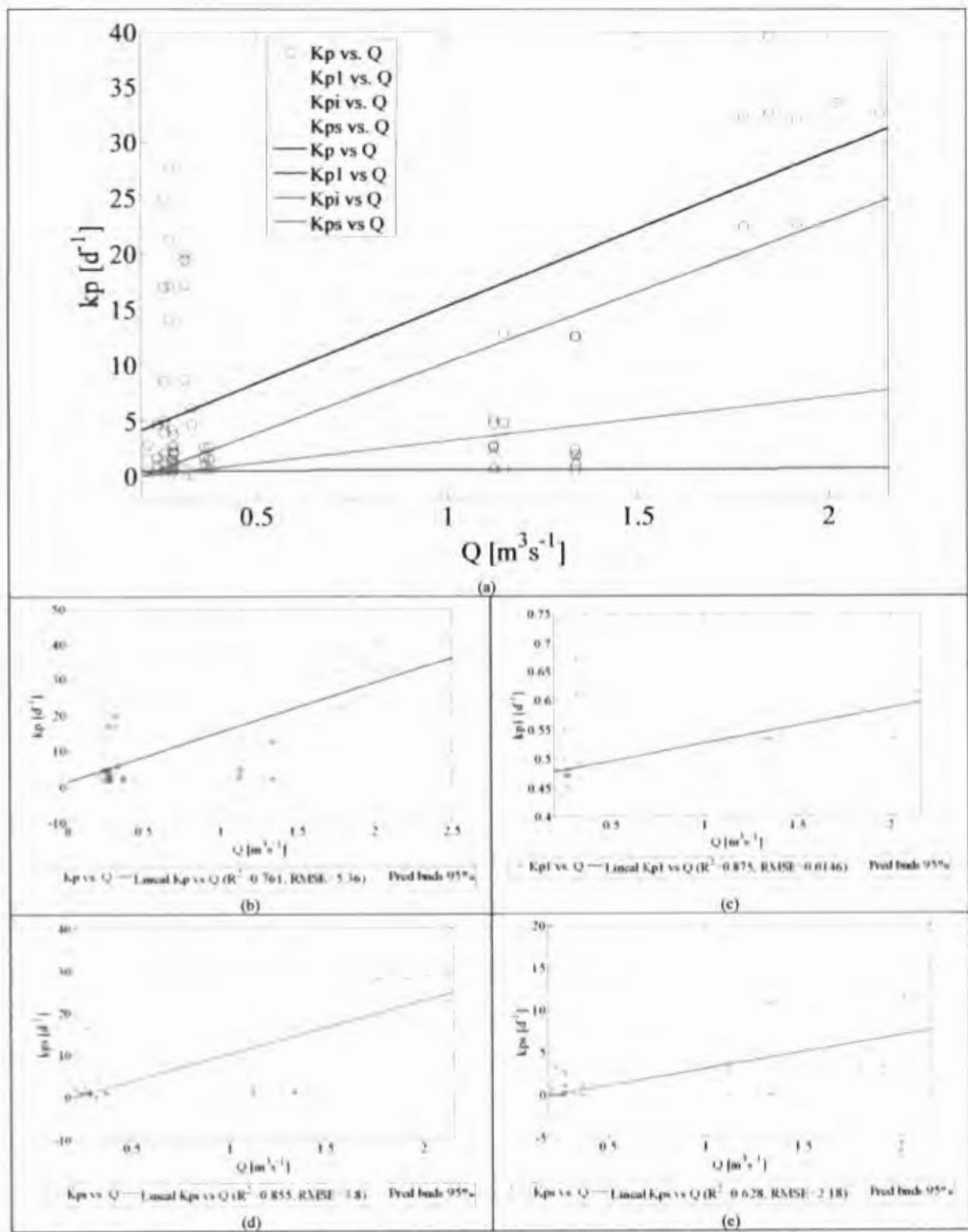


Figura 42. Predicción de la tasa de decaimiento de CT y *E.coli* conjunta con base en las observaciones del Río Teusacá.



Con el fin de identificar el comportamiento de la tasa total de decaimiento de bacterias del grupo coliforme total y de la especie *E. coli* en los tramos de estudio del río Subachoque, tal como se presentó en la Figura 40, claramente se aprecia que en la relación k_p contra caudal Q para CT la tendencia es la de aumentar la tasa de decaimiento de CT conforme el caudal aumenta. Caso contrario se aprecia para la tasa de decaimiento de *E. coli*. Adicionalmente, se aprecia que la contribución en la pérdida de bacterias coliformes la hace el mecanismo de pérdida por radiación solar y en segundo lugar la pérdida por sedimentación. Sin embargo en el decaimiento de *E. coli* para valores de $Q < 0.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ la mayor contribución la tiene la pérdida por sedimentación y en segundo lugar la pérdida por radiación solar. En este caso los resultados de la gráfica deben considerarse para valores de $Q < 1.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ya que no resulta lógico considerar que la tasa de decaimiento tenga un valor menor que el valor individual de la tasa de pérdida por radiación solar o la tasa de mortalidad base.

Para el caso del río Teusacá el comportamiento del decaimiento de CT y *E. coli* fue similar en el sentido de que k_p , k_{pt} y k_{ps} presentan una clara tendencia de aumentar de acuerdo con el aumento del caudal. Esta fue la razón por la cual se pudo derivar el modelo lineal de predicción del decaimiento en conjunto para CT y *E. coli*. En este caso y al igual que en los tramos de estudio del río Subachoque, la mayor contribución al decaimiento de bacterias es por medio de la pérdida de radiación solar. La segunda mayor contribución, y al igual que en el río Subachoque, la hace la pérdida por sedimentación, y la menor la pérdida por mortalidad base.

En este sentido es claro que en los tramos de los ríos de montaña bajo estudio se comprobó que los variables que dominan el decaimiento de bacterias coliformes es la intensidad de la radiación solar y el coeficiente de extinción de luz en la columna de agua, la cual depende directamente de la concentración de sólidos totales en suspensión, y ésta a su vez presentó una clara tendencia a aumentar de acuerdo con el aumento de caudal en especial en el caso del río Subachoque.

En general, el ajuste obtenido con los modelos lineales para la predicción de k_p , k_{pt} y k_{ps} de CT y *E. coli*, es bueno (valores de $R^2 > 0.70$), no siendo así el caso para k_{p1} donde el nivel de ajuste es muy bajo ya que la relación k_{p1} vs Q presenta gran dispersión ($0.016 < R^2 < 0.088$). No obstante este resultado es de esperar ya que la pérdida de bacterias por mortalidad base depende directamente de la temperatura y de la de la salinidad del agua.

Finalmente, a partir de las correlaciones entre la tasa total de decaimiento de bacterias coliformes con el caudal se pudo identificar que la mayor contribución en la pérdida de bacterias se hace a

través del mecanismo de pérdida por radiación solar y en segundo lugar mediante la pérdida por sedimentación.

Las mediciones de campo y las determinaciones en laboratorio realizadas tanto en el Río Subachoque como en el río Teusacá, permiten evidenciar claramente que las concentraciones observadas de CT y de E. coli presentan un pico justo aguas abajo de los vertimientos de carga contaminante puntual, i.e. descarga de la PTAR y de la Quebrada Simayá, en el caso del río Teusacá, y de la descarga de aguas residuales de la población urbana del Municipio de La Pradera para el caso del río Subachoque. En general la concentración observada de E. coli es menor que la concentración de CT en ambos sitios de estudio.

Adicionalmente, las mediciones de campo corroboran la clara capacidad de autodepuración de las corrientes de montaña, ya que en ambos ríos a pesar de las altas concentraciones de CT medidas, del orden de $1 \cdot 10^6$ UFC/100 ml, la capacidad de autopurificación de los ríos de estudio es también alta en tramos relativamente cortos entre 8 y 16 kilómetros. Esto se evidencia bajo todas las condiciones hidrológicas y regímenes de caudal observados en la medida en que se presentó una notable disminución de la concentración de CT y E. coli conforme la corriente discurre desde la cabecera del tramo inicial hacia aguas abajo hasta alcanzar en el último sitio de medición un valor muy inferior del orden de $3 \cdot 10^4$ UFC/100 ml.

Los aportes puntuales de carga contaminante a las corrientes de agua superficial altera notablemente su estado de calidad hídrica. Los estándares ambientales en Colombia establecen que desde el punto de vista microbiológico la concentración de CT y de E. coli en el agua para consumo humano debe ser de cero UFC/100•ml (Decreto 475 de 1998). De igual manera en Colombia el Decreto 1594 de 1984 establece como criterio de calidad admisible para la destinación del recurso para consumo humano y doméstico que la concentración de coliformes totales y de coliformes fecales debe ser inferior a 20.000 y 2.000 microorganismos por cada 100•ml expresados como NMP, respectivamente, siendo este el valor admisible cuando para potabilización se requiera únicamente tratamiento convencional y cuando se requiera solo desinfección el valor admisible para coliformes totales es de 1.000 microorganismos/100•ml expresados como NMP. Adicionalmente, con relación al uso agrícola del agua, el NMP de coliformes totales no deberá exceder de 5000 cuando se utilice para riego de frutas que se consuman sin quitar la cáscara y para hortalizas de tallo corto, y de 1000 NMP para coliformes fecales.

En este sentido y guardando proporciones en cuanto a las unidades en las que se establecen los estándares ambientales (NMP/100•ml vs UFC/100•ml), nótese que las concentraciones de CT y E. coli observadas tanto en los tramos de estudio del río Subachoque como en los del río Teusacá



durante las 9 campañas de medición, están muy por encima de los valores máximos permitidos por los estándares ambientales. Por tanto en los tramos de estudio no es viable el uso del agua de los ríos Teusacá y Subachoque para consumo humano directo. Se recomienda que el uso del agua de estos dos ríos para consumo humano directo y/o uso agrícola se realice con reserva antes de realizar un tratamiento que mejore la calidad del agua de acuerdo al uso y destino del recurso.

Con el fin de identificar el comportamiento de la tasa total de decaimiento de bacterias del grupo coliforme total y de la especie *E. coli* en los tramos de estudio del río Subachoque, tal como se presentó en la Figura 4, claramente se aprecia que en la relación k_p contra caudal Q para CT la tendencia es la de aumentar la tasa de decaimiento de CT conforme el caudal aumenta. Caso contrario se aprecia para la tasa de decaimiento de *E. coli*. Adicionalmente, se aprecia que la contribución en la pérdida de bacterias coliformes la hace el mecanismo de pérdida por radiación solar y en segundo lugar la pérdida por sedimentación. Sin embargo en el decaimiento de *E. coli* para valores de $Q < 0.4 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ la mayor contribución la tiene la pérdida por sedimentación y en segundo lugar la pérdida por radiación solar. En este caso los resultados de la gráfica deben considerarse para valores de $Q < 1.1 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, ya que no resulta lógico considerar que la tasa de decaimiento tenga un valor menor que el valor individual de la tasa de pérdida por radiación solar o la tasa de mortalidad base.

Para el caso del río Teusacá el comportamiento del decaimiento de CT y *E. coli* fue similar en el sentido de que k_{ps} , k_{pr} y k_{pb} presentan una clara tendencia de aumentar de acuerdo con el aumento del caudal. Esta fue la razón por la cual se pudo derivar el modelo lineal de predicción del decaimiento en conjunto para CT y *E. Coli*. En este caso y al igual que en los tramos de estudio del río Subachoque, la mayor contribución al decaimiento de bacterias es por medio de la pérdida de radiación solar. La segunda mayor contribución, y al igual que en el río Subachoque, la hace la pérdida por sedimentación, y la menor la pérdida por mortalidad base.

En general, el ajuste obtenido con los modelos lineales para la predicción de k_{ps} , k_{pr} , y k_{pb} de CT y *E. coli*, es bueno (valores de $R^2 > 0.70$), no siendo así el caso para k_{pt} donde el nivel de ajuste es muy bajo ya que la relación k_{pt} vs Q presenta gran dispersión ($0.016 < R^2 < 0.088$). No obstante este resultado es de esperar ya que la pérdida de bacterias por mortalidad base depende directamente de la temperatura y de la de la salinidad del agua.

Los resultados comprueban la hipótesis de que las condiciones hidrológicas e hidráulicas de los ríos de montaña afectan considerablemente la capacidad de autopurificación de las corrientes determinando el tiempo de retención hidráulica en los que ocurren los procesos de transporte y reacción, en contraste a los ríos de planicie, debido a la presencia alternada de zonas de rápidos y

piscinas y zonas muertas superficiales y subsuperficiales. En este sentido las tasas de decaimiento encontradas en los tramos de los ríos Subachoque y Teusacá del grupo de bacterias CT (5.66 d⁻¹ y 9.18 d⁻¹, respectivamente), y de la especie de bacterias *E.coli* (7.41 d⁻¹ y 10.32 d⁻¹) son mayores a las reportadas en la literatura para ríos de planicie (0.42 - 2.04 d⁻¹, Bowie *et al.*, 1985; 0.06 - 0.09, Brookes *et al.*, 2004).



7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En general el seguimiento de la metodología propuesta en los tramos de estudio en los ríos Subachoque y Teusacá permitió realizar con éxito el estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Específicamente se calibró, simuló y validó con éxito el modelo acoplado de transporte ADZ-MDLC y de decaimiento de bacterias del grupo Coliforme Total (CT) y de la especie de bacterias específicas *Escherichia coli* (*E. coli*). La metodología propuesta y aplicada permite cuantificar los procesos de transporte y decaimiento de bacterias coliformes en forma eficiente y precisa, y por ende se recomienda su aplicación para el estudio de otros ríos de montaña.

7.1. Caracterización del comportamiento hidráulico y del estado de calidad de agua

Los reconocimientos de campo, los experimentos con trazadores para calibrar el modelo de transporte de solutos, la ejecución de las campañas de medición, y los análisis de las muestras de agua en el laboratorio, permitieron caracterizar el comportamiento hidráulico y el estado de calidad de agua, en términos de indicadores de contaminación bacteriológica, de los tramos de estudio de los ríos de montaña: Teusacá y Subachoque.

La aplicación de experimentos con trazadores utilizando como sustancia conservativa NaCl (sal común de mesa) fue un éxito, en el sentido de que a partir de 3 ensayos realizados en el río Subachoque y 2 en el río Teusacá en tramos con longitud entre los 2000 m y 3500 m se pudieron definir parámetros hidráulicos con claro sentido físico: el coeficiente de rugosidad, la pendiente efectiva del fondo del canal, el ancho base característico efectivo de los tramos y la fracción dispersiva. A partir de estos parámetros se pudieron estimar los parámetros fundamentales del modelo de transporte de solutos, el tiempo medio de viaje y el tiempo de retraso advectivo, entre los tramos de estudio permitiendo así representar con un buen ajuste en general ($R^2 > 0.95$ en todos los casos) el transporte de solutos.

7.2. Identificación de variables y características físicas e hidráulicas con mayor influencia en los procesos de transporte y de decaimiento de organismos patógenos

La definición del modelo de transporte de solutos y su acople con el modelo de decaimiento de organismos patógenos y del modelo de transporte de sólidos suspendidos totales, permitió identificar las variables y características físicas e hidráulicas de los tramos de estudio que tienen mayor influencia en los procesos de transporte y de decaimiento de organismos patógenos: el tiempo de retención hidráulica en las zonas de piscinas, la intensidad de la radiación solar en la superficie del

agua, la concentración y velocidad de sedimentación de los sólidos suspendidos totales y la profundidad de la lámina.

7.3. Implementación del modelo matemático de los procesos de transporte y de decaimiento de patógenos en los tramos de estudio

Se cumplió con la implementación un modelo matemático de los procesos de transporte y de decaimiento de patógenos de los tramos de estudio, y se realizó con éxito la calibración y validar el modelo con datos de campo de dos o más campañas de medición de los ríos Teusacá y Subachoque. La buena representación de la hidráulica del modelo de transporte y destino permitió reproducir el efecto de zonas muertas y almacenamiento temporal superficial o subsuperficial en las orillas y el lecho, y por tanto el proceso posterior de calibración tuvo el soporte adecuado para producir valores de las tasas de decaimiento correctos sin necesidad de compensar los errores de la representación inadecuada de los procesos de transporte. Por consiguiente se cumple con las recomendaciones de calibración de modelos de calidad del agua propuestas por Chapra y Runkel (1998).

7.4. Calibración y validación del modelo

La exploración de diferentes opciones de calibración permitió la implementación desde un modelo sencillo del transporte y de decaimiento de organismos patógenos basado en 5 parámetros de calibración, hasta un modelo relativamente complejo con 19 parámetros para el río Subachoque o 23 parámetros para el río Teusacá.

A pesar de la inherente desventaja de un modelo sencillo relacionada con la diferencia de comportamiento hidráulico entre tramos del río, se comprueba que es factible su aplicación para representar con buen ajuste ($R^2 > 0.77$ en 13 de los 18 casos estudiados en el río Teusacá) el transporte y decaimiento de CT y *E. coli*, y especialmente para el caso del río Subachoque ($R^2 > 0.99$ en 7 de los 8 casos estudiados). Sin embargo pese a los buenos ajustes del modelo la identificabilidad de los parámetros y la sensibilidad del modelo a éstos no es clara. Además la calibración directa de la tasa de pérdida total de organismos patógenos no permite comprender en que forman interactúan las diferentes variables que rigen el proceso de decaimiento con el modelo.

La implementación de un modelo con pocos parámetros (4: a_m , l_0 , k_d y v_s) relacionados con las principales mecanismos que rigen el proceso de decaimiento de organismos patógenos (pérdida base por efectos de la temperatura y salinidad del agua, pérdida por radiación solar y pérdida por sedimentación) permite comprender la interacción entre mecanismos y variables del proceso. No obstante parece no ser suficiente una calibración global de parámetros para lograr la



identificabilidad de los mismos ni la sensibilidad del modelo a estos, a causa de las mismas desventajas que en el caso de la calibración directa de la tasa de decaimiento.

La implementación de un modelo con un mayor número de parámetros opción 3 (12 parámetros para el río Subachoque y 16 parámetros para el río Teusacá) permite conocer con mayor precisión la interacción entre los mecanismos y variables que rigen el proceso de decaimiento de organismos patógenos, ya que la calibración de α_m , I_0 , k_d y v , por tramos, siendo los parámetros más representativos de los mecanismos de pérdida, resulta en un modelo sensible a los parámetros de calibración presentando mayor identificabilidad paramétrica en el rango, con sentido físico de calibración.

Finalmente, la cuarta opción de calibración fue definitivamente la mejor en el sentido de que se representó adecuadamente no sólo el transporte y decaimiento de organismos patógenos, sino que además se logró simular bien el transporte de sólidos en suspensión totales ($R^2 > 0.77$ en 6 casos de 10 casos en el río Teusacá, y $R^2 > 0.97$ en 7 de los 8 casos del río Subachoque). La ventaja adicional de representar el transporte de sólidos suspendidos es que se pudieron determinar las características físicas de los sólidos en los sedimentos en el fondo del río con capacidad de resuspenderse (densidad, porosidad, y concentración simulada). Vale la pena también mencionar que la implementación del método de optimización global SCE-UA logró superar los inconvenientes inherentes con la pérdida de parsimonia del modelo y el potencial de sobre-parametrización con los consecuentes problemas de interacción paramétrica, ya que fue evidentemente mejor el resultado de calibración bajo este método de calibración que con el método de simulaciones de Monte-Carlo.

La tasa de decaimiento calibrada k_p de coliformes totales para el río Teusacá con un valor promedio de 9.18 d^{-1} , variando entre 6.91 d^{-1} y 10.77 d^{-1} , demuestra una alta variabilidad de la tasa de pérdida de acuerdo con las condiciones hidráulicas e hidrológicas de la corriente. Se obtuvieron valores más altos para condiciones específicas de caudal alto ($Q > 1.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). El valor promedio de k_p para *E. coli* fue mayor que para CT (10.32 d^{-1}).

Similar comportamiento se presentó en el caso del río Subachoque. La tasa de decaimiento calibrada k_p de coliformes totales con un valor promedio de 5.66 d^{-1} , variando entre 3.40 d^{-1} y 7.13 d^{-1} , demuestra la variabilidad de la tasa de pérdida de acuerdo con las condiciones hidráulicas e hidrológicas de la corriente aunque en menor medida que para el río Teusacá. Se obtuvieron valores más altos de k_p para condiciones específicas de caudal alto ($Q > 0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). El valor promedio de k_p para *E. coli* fue mayor que para CT (7.41 d^{-1}).

7.5. Comprobación de hipótesis

Por medio de este estudio se pudo comprobar que la hidrología e hidráulica de ríos de montaña afectan considerablemente la capacidad de autopurificación de las corrientes al afectar los procesos básicos de transporte y reacción. Los resultados encontrados en la calibración de las tasas de decaimiento de CT y *E. coli* permite corroborar que el proceso de decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña difiere del que ocurre en ríos de llanura o planicie, debido a la presencia alternada de zonas de rápidos y de estancamiento. Se evidenció que los efectos de la radiación solar en el cuerpo de agua poco profundo, el alto tiempo de retención hidráulico en las zonas de piscina o estancamiento, la sedimentación en estas zonas y la alta reaeración que tiene el agua en las zonas de rápidos y cascadas promueven una mayor tasa de decaimiento de patógenos y por ende una mayor capacidad de autopurificación de la corriente que en los ríos de planicie.

Adicionalmente y como se mencionó al final de la discusión final, los resultados comprueban la hipótesis de que las condiciones hidrológicas e hidráulicas de los ríos de montaña afectan considerablemente la capacidad de autopurificación de las corrientes determinando el tiempo de retención hidráulica en los que ocurren los procesos de transporte y reacción, en contraste a los ríos de planicie, debido a la presencia alternada de zonas de rápidos y piscinas y zonas muertas superficiales y subsuperficiales. Esto se evidencia en que las tasas de decaimiento encontradas en los tramos de los ríos Subachoque y Teusacá del grupo de bacterias CT (5.66 d⁻¹ y 9.18 d⁻¹, respectivamente), y de la especie de bacterias *E. coli* (7.41 d⁻¹ y 10.32 d⁻¹) son mayores a las reportadas en la literatura para ríos de planicie (0.42 - 2.04 d⁻¹, Bowie *et al.*, 1985; 0.06 - 0.09, Brookes *et al.*, 2004).

8. REFERENCIAS

- APHA/AWWA/WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, y Water Environment Federation). (2005), Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. Editores: Eaton Andrew D., Clesceri S. Leonore., Rice Eugene W., Greenberg Arnold E., Water Pollution Control Federation. 25 ed., United States of America.
- Arenas Faura, Gustavo Adolfo (2005). "Estimación experimental de la tasa de reaireación en ríos de montaña". Tesis de maestría en Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- ARENAS F., Gustavo A. (2004). "Modelación de la calidad del agua en un río de montaña colombiano (Quebrada La Lejía)". Proyecto de grado. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- ADWG, 2004. National Water Quality Management Strategy, Australian. Drinking Water Guidelines, Australian Government, National Health and Medical Research Council.
- BAI, Sen and LUNG, Wu-Seng. (2005). Modeling sediment impact on the transport of fecal bacteria. En: Water Research. Volume 39. p. 5232–5240.
- BARRERA, S., DÍAZ-GRANADOS, M.; RAMOS J.P., CAMACHO, L. A.; ROSALES, R., ESCALANTE N., TORRES M. (2002). "Modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana". *XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, La Habana Cuba.
- BEAUDEAU, Pascal; TOUSSET, Nicolas; BRUCHON, Franck; LEFEVRE, Amélie; And TAYLOR, Huw D. (2001). In situ measurement and statistical modelling of escherichia coli decay in small rivers. *Water Research*. Vol. 35, No. 13, pp. 3168–3178.
- BEER T, YOUNG P.C. (1983). Longitudinal dispersion in natural streams. *J Environ Eng ASCE*; 109(5):1049–1067. En Cox (2003).
- BENCALA, K.E., and WALTERS R. A., (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: a transient storage model *Water Resources Research*, 19, No. 3, 718-724.
- BEVEN, K. y BINLEY, A. 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*. pp. 279–98.
- BEVEN, K., FREER, J., HANKIN, B. y SCHULZ, K. 2000. The use of generalised likelihood measures for uncertainty estimation in high order models of environmental systems. In: Fitzgerald WJ, Smith RL, Walden AT, Young PC, editors. *Nonlinear and nonstationary signal processing*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 115–51.
- BLACK, K B; PARKER, J.; RENN, S. y WILLIAMS, R. (1999). PC-Quasar: Quality Simulation Along Rivers (User Guide). Version 1.1. Institute of Hydrology, A component part of the Centre for Ecology and Hydrology. Wallingford, Oxon, UK.
- BORDALO, A.A.; ONRASSAMI, R. and DECHSAKULWATANA, C. (2002). Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). En: *Journal of Applied Microbiology*. Volume 93 Issue 5; November. p. 864-871.
- BROOKES, Justin D.; ANTENUCCI, Jason; HIPSEY, Matthew; BURCH, MICHAEL D.; ASHBOLT, NICHOLAS J. and FERGUSON, Christobel. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. En: *Environment International*. Volume 30, Issue 5, July. p. 741-759.
- BRUNNER, Gary W. (2008). HEC-RAS, River Analysis System. Versión 4.0. Hydraulic Reference Manual. US Army Corps of Engineers, Institute For Water Resources, Hydrologic Engineering Center (HEC). Davis, CA.
- BRUNNER, Gary W. (2008a). HEC-RAS, River Analysis System. Versión 4.0. Users Manual. US Army Corps of Engineers, Institute For Water Resources, Hydrologic Engineering Center (HEC). Davis, CA.
- BRUNNER, Gary W. (2008b). HEC-RAS, River Analysis System. Versión 4.0. Release Notes. US Army Corps of Engineers, Institute For Water Resources, Hydrologic Engineering Center (HEC). Davis, CA.
- CAMACHO, L.A. (1997). Extension of the QUASAR water quality model to incorporate dead-zone mixing concepts, *MSc.Dissertation, University of London, Imperial College of Science technology and Medicine*, London.
- CAMACHO, L. A., (2006a) "Calibración y comparación de modelos de transporte de solutos en ríos colombianos", *XXII Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, Ciudad Guayana, Venezuela. Memorias del XXII Congreso.

- CAMACHO, L. A., (2006b). Metodologías de caracterización hidráulica, hidrológica y de autopurificación de ríos de montaña colombianos. Propuesta de investigación, Convocatoria Nacional de Investigación 2006. Facultad de Ingeniería – Sede Bogotá. Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia. p. 8-13.
- CAMACHO, L.A., CANTOR, M., (2006) Calibración y análisis de la capacidad predictiva de transporte de solutos en un río de montaña colombiano, Avances en Recursos Hidráulicos, 14, pp. 39-51.
- CAMACHO, L.A., DÍAZGRANADOS, M.(2003).Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos - Caso Río Bogotá, En memorias del Seminario Internacional la Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, Agua 2003, Cartagena.
- CAMACHO, L.A.; LEES, M.J. (1999). Multilinear discrete lag-cascade model for channel routing. En: *Journal of Hydrology*. 226 p 30–47.
- CAMACHO, L.A.; LEES, M.J. (2000). Modelacion del Transporte de Solutos en Rios Bajo Condiciones de Flujo No Permanente: Un Modelo Conceptual Integrado.
- CAMACHO, L.A., LEES, M.J., (2000a). Solute transport under unsteady flow conditions in rivers: 1. Development of an aggregated dead zone model. *Water Resources Research*.
- CAMACHO, L.A., LEES, M.J., (2000b). Solute transport under unsteady flow conditions in rivers: 2. Investigation of solute transport in the Colorado River, Grand Canyon. *Water Resources Research*.
- Cañón Z., J. D. (2005). “Determinación del coeficiente de degradación de materia orgánica carbonácea en ríos de montaña”. Tesis de Maestría en Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- CEC, Council of the European Union (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Council of the European Union, Bruselas.
- CEPIS-OPS/OMS (2002) “Diagnóstico de la Situación del Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe”. Consulta en línea: 26 de marzo de 2008.
- CLAVIJO S., William (2002). Metodología para el acople del transporte de sedimentos y la modelación de la calidad del agua (Aplicación al Río Bogotá). Mastersthesi. Universidad de los Andes.
- COX, B. A. (2003). “A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers”. En: *The Science of the Total Environment-Elsevier Science B.V. Volume 314 –316, p. 335-377*.
- CRABTREE, Bob; KELLY, Sarah; GREEN, Hannah; SQUIBBS, Graham and MITCHELL, Gordon (2007). Water Framework Directive Catchment Planning – Apportioning Loads and Assessing Environmental Benefits of Programme of Measures. En: *WaPUG Blackpool*. p. 1-8.
- CUNGE J.A. (1969). On the subject of a flood propagation method. *J Hydraul Res*; 7:205 –230. En Cox (2003).
- CHAPRA, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modelling*, The McGraw-Hill Companies. Inc., New York. p. 503-516.
- CHAPRA, Steve y PELLETIER, Greg (2003)“QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality”. Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.
- CHAPRA, S. C., y RUNKEL R. L. (1998). Modelling impact of storage zones on stream dissolved oxygen, *Journal of Environmental Engineering*, 125, (5), ASCE, 415-419.
- DARAKAS, E. E. (2002). Coli kinetics - effect of temperature on the maintenance and respectively the decay phase *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 101–110
- DÍAZ-GRANADOS, M., CAMACHO, L., BARRERA, S. (2002). “Metodología multicriterio para la priorización de inversión en aguas residuales municipales en Colombia”. *XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes, Bogotá D.C. – Colombia.
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008). MIKE 21 FLOW MODEL, Hydrodynamic Module, User Guide, Release 2008.
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008a). MIKE 3 FLOW MODEL, Hydrodynamic Module, User Guide, Release 2008.
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008b). ECO LAB Reference Manual: Quality Water Templates, Scientific Description, Release 2008.



- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008c). ECO LAB: Quality Water Templates, Scientific Description, Release 2008.
- DUAN, Qingyun; SOROOSHIAN, Soroosh; GUPTA, Vijai K. *Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models*. Journal of Hydrology 158. Pp. 265-284.
- EATHERALL A., BOORMAN D.B., WILLIAMS R.J., KOWE R. (1998). Modelling in-stream water quality in LOIS. *Sci Total Environ* 1998; 210/211:499–517.
- FEACHEN, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; y MARA, D. D. (1983). Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater. Published for the World Bank by John Wiley & Sons. Nueva York. En: Metcalf & Eddy (1995).
- FERGUSON, Christobel; HUSMAN, Ana Maria de Roda; ALTAVILLA, Nanda; Deere Daniel and Ashbolt, Nicholas. (2003). Fate and Transport of Surface Water Pathogens in Watersheds. En: Critical Reviews in Environmental Science and Technology. *Volume 33, Issue 3, 15 July 2003, Pages 299-361*.
- GONZÁLEZ, R.A. (2008). Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- HAYDON, S. y DELETIC, A. (2006). Development of a coupled pathogen-hydrologic catchment model. En: *Journal of Hydrology*. Volume 328, Issues 3-4. p. 467-480.
- HIPSEY, M. R. (2007) Dynamics of microbial pollution in aquatic systems School of Earth and Environmental Sciences. Phdthesis. University of Adelaide.
- IRVINE, Kenneth; MILLS, Paul; BRUEN, Michael; WALLEY, William; HARTNETT, Michael; BLACK, Andrew; TYNAN, Suzanne; DUCK, Robert; BRAGG, Olivia; ROWEN, John; WILSON, James; JOHNSTON, Paul; and O'TOOLE, Constanze (2005). Water Framework Directive – An Assessment of Mathematical Modelling in its Implementation in Ireland. Prepared for the Environmental Protection Agency by Department of Zoology, Trinity College Dublin.
- JAMIESON, R.; JOY, D. M.; LEE, H.; KOSTASCHUK, R.; y GORDON, R. (2005). Transport and deposition of sediment-associated Escherichia coli in natural streams. *Water Research*, volume 39, p. 2665–2675.
- KADLEC, R. H. y KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. p. 534-543.
- LEES, M.J., CAMACHO, L.A., WHITEHEAD, P.G. (1998). Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate deadzone mixing. *Hydrology and Earth System Sciences*; 2(2–3):353–365.
- LEWIS DR, Williams RJ, WHITEHEAD PG. (1997). Quality simulation along rivers (QUASAR): an application to the Yorkshire Ouse. *Sci Total Environ*;194/195:399–418.
- MANRIQUE, V. A. (2008). Modelación matemática de sólidos totales suspendidos en ríos de montaña. Trabajo de grado. Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia.
- MARA, D. D. (1974). *Bacteriology for Sanitary Engineers*. Churchill Livingstone. Edinburgh.
- MATHWORKS, INC. (2008). MATLAB, The Language of Technical Computing. Version 7.6.0.324, February 10.
- MAYA, Diana M. (2004). Estudio de alternativas de desinfección para el control de patógenos en el río Bogotá. Tesis de Maestría. Universidad de los Andes. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental.
- MCINTYRE, Neil R.; WAGENER, Thorsten; WHEATER, HOWARD S. and YU, Zeng Si (2003). Uncertainty and risk in water quality modelling and management. En: *Journal of Hydroinformatics*. Volumen 05.4, p. 259-274.
- MEDEMA, G. J. and SCHIJVEN J. F. (2001). Modelling the sewage discharge and dispersion of cryptosporidium and giardia in surface water. *Water Research*. Volume 35, Issue 18, pp. 4307-4316.
- METCALF & EDDY, INC. *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª ed. Madrid: McGraw Hill, 1995. p. 103-116.
- NASH J.E. (1959). A note on the muskingham flood routing method. *J Geophys Res*; 64:1053–1056. En Cox (2003).
- NIAID (National Institute of Allergy and Infectious Diseases) (2008). National Institute of Health. <http://www3.niaid.nih.gov/> (página consultada el 15 de octubre de 2008).
- OMS, Organización Mundial de la Salud (WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION), (2006). Guidelines for drinking-water quality. Incorporating first addendum. 3ed. Geneva, Switzerland. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf (Consulta: 26 octubre, 2007).
- OMS y UNICEF (United Nations Children's Fund), (2000). "Global water supply and sanitation assessment 2000 report". Geneva, Switzerland. New York, USA. pp 1, 55-71.
- OPS (Organización Panamericana de la Salud), (1999). La desinfección del agua. En: Agua. Publicación No. OPS/HEP/99/32.

- PELLETIER, Greg; CHAPRA, Steve (2006). QUAL2Kw. Theory and documentation (version 5.1). A modeling framework for simulating river and stream water quality. Washington State Department of Ecology. Olympia, Washington. pp. 54.
- POND, Kathy; RUEEDI, Joerg; PEDLEY, Steve. Pathogens in drinking water sources. The MicroRisk Project, Microbiological risk assessment: a scientific basis for managing drinking water safety from source to tap. United Kingdom, Guildford, Surrey: Robens Centre for Public and Environmental Health, 2004. p. 6.
- PRÜSS, A. and HAVELAAR, A. The global burden of disease study and applications in water, sanitation and hygiene. In: *Water Quality: Standards and Health*, L. Fewtrell and J. Bartram (Eds.). IWA Publishing. London, UK (2001); p. 43-59. En: POND et al (2004)
- PRÜSS, A., Kay, D., FEWTELL, L. and BARTRAM, J.. Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, (2002) 110(5), 537-542. En: POND et al (2004)
- RAUTER, Andrea; WEIGELHOFER, Gabriele; WARINGER, Johann and BATTIN, Tom J. (2005). Transport and Metabolic Fate of Sewage Particles in a Recipient Stream. En: *Journal of Environmental Quality*. Volume 34, p. 1591–1599.
- RACINY Aleman, Isabel Cristina. (2003). "Investigación y extensión del modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana". Tesis de maestría en Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- RAMOS, Juan Pablo; CAMACHO, Luis Alejandro. (2004). Análisis del impacto del vertimiento de hierro resultante de un proceso de tratamiento primario de aguas residuales domésticas descargadas al Río Bogota (Colombia). En *memorias del XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, São Pedro, Estado De São Paulo, Brasil.
- RODRÍGUEZ, E.A. (2005). *A Comparison Between Three Hydrological Simulations in a Northern Environment*. PhD Dissertation, University of Waterloo, Canada.
- ROMANOWICZ, Renata y BEVEN, Keith. 2005. Comments on generalised likelihood uncertainty estimation. *Reliability Engineering & System safety*. pp. 1-7.
- RUTHERFORD, J. C., (1994) *River mixing*, John Wiley & Sons, Chichester.
- SAUNDERS, Ann. (2004). Comparison of Water Quality Models. Techreport of Water Framework Directive (WFD).
- SCHILD, R. y PROCHNOW, D. (2001). Coupling of biomass production and sedimentation of suspended sediments in eutrophic rivers. En: *Ecological Modelling*. Volume 145. p 263-274.
- SIMPSON, Joyce M.; SANTODOMINGO, Jorge W.; REASONER, Donald J. (2002). Microbial Source Tracking: State of the Science. En: *Environmental Science & Technology* Volumen 36 No.24. pp. 5279 – 5288.
- SSP (Superintendencia de Servicios Públicos) (2005). Informe nacional de la calidad del agua. Bogotá, Colombia.
- TCHOBANOGLIOUS, G. (1987). *Water Quality: characteristics, modeling, modification*. Ed. Addison-Wesley.
- TORRES, J.A. y CAMACHO, L.A. (2008). "Metodología para determinar el decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña", XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Cartagena de Indias, Colombia. *Memorias del XXIII Congreso*.
- TORRES, J.A. y CAMACHO, L.A. (2008a). "Marco de modelación de organismos patógenos en ríos de montaña", XVIII Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología, Bogotá, D.C, Colombia. *Memorias del XVIII Seminario*.
- UNESCO/WHO/UNEP (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Great Britain, Cambridge: University Press; p. 117-122.
- UNIANDES (2002). *Aplicación de un Modelo Numérico para la Priorización de la Gestión de Aguas Residuales Domésticas en Colombia*. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Bogotá D.C. Colombia.
- UNIANDES - EAAB (2003). *Modelación de la calidad del agua del río Bogotá*. Informe final. Bogotá, D.C., Colombia.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2003), *Membrane Filtration Guidance Manual (Draft)*.
- Yang, L.; LIN, B.; KASHEFIPOUR, S.M.; FALCONER, R.A. (2002). Integration of a 1-D river model with object-oriented methodology *Environmental Modelling & Software*, 2002, 17, 693–701.



- YOUNG, P.C.; WALLIS, S.G. (1986) The Aggregated Dead Zone (ADZ) model for dispersion in rivers. Proceedings of the BHRA Conference water quality modelling in inland natural environment. Plymouth, UK: British Hydrological Research Association; p. 421–433. En Cox (2003).
- YOUNG P. C. y WALLIS S. G. (1993). Solute Transport and Dispersion in Channels. En Channel network Hydrology. p. 129-173. Beven, K. y Kirkby, M. J. (Editores). John Wiley & Sons Ltda.
- WALLIS, S.G.; YOUNG, P.C.; BEVEN K.J. (1989). Experimental investigation of the aggregated dead zone model for longitudinal solute transport in stream channels. Proc Inst Civ Eng (UK);87(2):1 –22. En Cox (2003).
- WESTRELL, Therese (2004). "Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems". Linköping Studies in Arts and Science. Department of Water and Environmental Studies Linköping University. Sweden. P 3-32
- WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. Incorporating first addendum. 3ed. Geneva, Switzerland, 2006. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf (Consulta: 26 octubre, 2007).
- WHO and UNICEF, World Health Organization and United Nations Children's Fund. Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report. Geneva/New York, 2000. p. 1-8.
- WHITEHEAD P.G., WILLIAMS R.J., LEWIS D.R. (1997). Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development. Sci Total Environ; 194/195: 447–456.
- WILKINSON, Jeremy; JENKINS, Alan; WYER, Mark y KAY, David. (1995).Modelling faecal coliform concentrations in streams. Report No. 127. Natural Environmental Research Council. Institute of Hydrology. Crowmarsh Gifford Wajlingford Oxfordshire U.K.

Apéndice 1. Revisión extendida de los aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

En este capítulo se presenta la versión extendida del capítulo 2 de este documento: revisión de los aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos. Se presentan brevemente una descripción de los principales Se definen los organismos patógenos índice elegidos: el grupo de bacterias Coliforme Total y la especie *Escherichia coli*. Adicionalmente se discute sobre la relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en las corrientes naturales y su incidencia en el abastecimiento del recurso en Colombia. Se presentan los principales factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de bacterias y se discute brevemente sobre los modelos disponibles en la literatura relacionados con el transporte y decaimiento de patógenos en ríos. El capítulo concluye con el resumen de las tasas de decaimiento de bacterias coliformes reportadas en varios estudios.

1. Organismos patógenos presentes en corrientes naturales.

El agua como elemento esencial para preservar la vida, debe abastecerse de manera adecuada y segura, garantizando con equidad su disponibilidad para la población mundial entera. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) el mejoramiento al acceso de agua potable segura se traduce en beneficios tangibles para la salud. En este sentido, todo esfuerzo en procura de un abastecimiento adecuado, seguro y equitativo debe garantizar agua potable de la mejor calidad como sea posible.

Por otra parte, teniendo en cuenta que la gran mayoría de problemas de salud relacionados con el agua son el resultado del grado de contaminación microbiana, bien sea ésta bacteriológica, viral, protozoaria o de otra índole biológica, es importante tener presente el apreciable número de problemas serios para la salud que pueden ocurrir como resultado de la contaminación del agua potable (OMS, 2006).

En términos generales, el mayor riesgo microbiológico está asociado con la ingestión de agua contaminada con heces humanas o animales (incluso de las aves). Las heces son una fuente de organismos patógenos, *i.e.* bacterias, virus y parásitos (e.g., protozoos y helmintos). Las heces humanas pueden contener una gran variedad de organismos patógenos intestinales que pueden causar enfermedades como la gastroenteritis moderada o severa, y/o enfermedades fatales como la disentería, el cólera y la tifoidea, por hacer mención de algunas de ellas (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). Las enfermedades contagiosas causadas por estos organismos son las más comunes y



endémicas, razón por la cual la carga que ejercen sobre la salud pública se determina teniendo en cuenta la severidad de la enfermedad asociada con los patógenos, su grado de infectividad y la población expuesta (OMS, 2006).

Con el fin de definir lineamientos para garantizar que el abastecimiento de agua potable sea seguro frente a la contaminación microbiana la OMS (2006) recomienda el uso de múltiples controles dispuestos desde la captación hasta el consumidor que permitan prevenir la contaminación del agua potable o permitan reducir la contaminación hasta niveles no perjudiciales para la salud. Con el fin de mantener y proteger la calidad del agua tratada, los controles deben enfocarse hacia la protección de las fuentes de agua y hacia la apropiada elección, operación y administración de los sistemas de distribución. Como estrategia básica de control se tiene aquella en la que es prioritaria la administración del recurso en procura de la prevención o reducción de la descarga de organismos patógenos en las fuentes de agua, complementada con el aumento del nivel confianza en los procesos de tratamiento (OMS, 2006).

Adicionalmente, las aguas superficiales naturales también pueden contener microorganismos autóctonos, como bacterias, hongos, organismos unicelulares (protozoos) y microorganismos con pigmentos fotosintéticos (algas). Algunos de éstos son conocidos por producir toxinas y transmitir, o causar, enfermedades (UNESCO/OMS/UNEP, 1996).

Según la OMS (2006) el objetivo principal para establecer el aseguramiento contra el riesgo microbiano está relacionado con el conocimiento de la contaminación por organismos patógenos presentes en las heces. Desde el punto de vista microbiano, la calidad del agua a menudo varía rápidamente abarcando un rango temporal amplio. A corto plazo, los picos en la concentración de patógenos pueden incrementar los riesgos considerablemente y pueden ser el inicio de una epidemia debido a la propagación de una enfermedad causada por el consumo de agua contaminada. Aún más, mientras la contaminación microbiana se detecta, el tiempo transcurre y muchas personas resultan expuestas. De aquí, que la confianza no debe ser puesta únicamente sobre el producto final, lo cual es muy frecuente para garantizar que el agua potable esté libre de agentes microbianos.

En este orden de ideas resulta indispensable el conocimiento de la presencia de microorganismos patógenos en las fuentes de abastecimiento de agua y en las fuentes receptoras con el fin de implementar las medidas de control pertinentes que permitan mantener y proteger la calidad del agua tratada y de las fuentes naturales.

Los organismos patógenos asociados con la contaminación del agua están funcionalmente divididos en cinco grupos: bacterias, virus, protozoos, helmintos y fungi (Chapra, 1997). A continuación se

hace una breve descripción de estos organismos y las enfermedades más comunes asociadas con su presencia en corrientes naturales.

1.1. Bacterias patógenas.

Las bacterias son organismos microscópicos, unicelulares que carecen de un núcleo bien definido y no contienen clorofila (Chapra, 1997). Las bacterias patógenas que se transmiten por el agua más conocidas son: *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Vibrio* y *Yersinia*. Otros organismos patógenos que ocasionalmente se encuentran son: *Mycobacterium*, *Pasteurella*, *Leptospira* y *Legionella* (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). La mayoría de las bacterias potencialmente patógenas transmitidas por agua infectan el tracto gastrointestinal y son excretadas en las heces de humanos infectados y otros animales. Sin embargo algunas otras, también patógenas como la *Legionella*, *Burkholderia*, *pseudomallei* y las mycobacterias atípicas, pueden crecer en el agua y en los suelos. Las rutas de transmisión de éstas incluyen inhalación y contacto (baño) y causan infecciones en el tracto respiratorio, la piel o el cerebro (OMS, 2006).

Campylobacter spp. es una de las causas más importantes de gastroenteritis aguda a nivel mundial. *Campylobacter jejuni* es la especie aislada más frecuente en pacientes con enfermedad diarreica aguda y relativamente presenta una alta capacidad infectiva al compararla con otras bacterias patógenas. Las cadenas patogénicas de *Escherichia coli*, en adelante *E. coli*, se presentan en grandes números dentro de la flora intestinal humana y de otros animales, donde en general no causan daño. Sin embargo, en otras partes del cuerpo, pueden causar enfermedades serias como las infecciones del tracto urinario, bacteremia y meningitis. *E. coli* ha sido identificada con base en diferentes factores de virulencia: *E. coli* enterohemorrágica (EHEC), *E. coli* enterotoxigénica (ETEC), *E. coli* enteropatogénica (EPEC), *E. coli* enteroinvasiva (EIEC), *E. coli* enteroagregativa(EAEC) y *E. coli* difusivamente adherente (DAEC). Los serotipos de EHEC tales como *E. coli* O157:H7 y *E. coli* O111, son responsables de los cuadros diarreicos moderados hasta los altamente hemorrágicos. Entre el 2% y el 7% de los casos pueden desarrollar el síndrome hemolítico urémico (HUS), el cual es potencialmente fatal y se caracteriza por la falla renal moderada y anemia hemolítica. Los niños menores de 5 años son los más expuestos a desarrollar este síndrome (OMS, 2006).

Con relación a las diferentes especies de *Vibrio* solamente la *Vibrio Cholerae* es la única especie patogénica de importancia para los ambientes de aguas naturales. Mientras que varios serotipos pueden causar diarrea, solamente los O1 y O139 causan los síntomas clásicos del cólera. El clásico biotipo del serovar O1 ha sido considerado como el responsable de las primeras seis pandemias de cólera, mientras que el biotipo del O1 denominado El Tor es responsable de la séptima pandemia



que inició en 1961. Epidemias de cólera continúan ocurriendo en muchas áreas de los países en desarrollo (OMS, 1996).

Una descripción general de las bacterias patógenas presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

1.2. Organismos patógenos virales.

Los virus son un gran grupo de agentes infecciosos submicroscópicos (10 a 25 nm), compuestos de una cubierta proteínica que rodea un centro ácido nucleico que contiene toda la información requerida para su propia reproducción. No pueden dividirse o reproducirse por sí mismos, por esto infectan otro organismo en el que residen y se reproducen a gran escala a costa de éste (Chapra, 1997; Kadlec y Knight, 1996).

Los virus transmitidos por medio acuático son predominantemente aquellos que pueden infectar el tracto intestinal y son excretadas en las heces de humanos infectados, *i.e.* virus entéricos. Con excepción de la hepatitis E, los humanos son la única fuente de las especies de virus infecciosas en humanos. Los virus entéricos típicamente causan enfermedades agudas dentro de un corto periodo de incubación. (OMS, 2006).

Dentro de los virus entéricos que pueden encontrarse en cuerpos de agua se tienen los Adenovirus, Enterovirus, Agente Norwalk, Reovirus, Rotavirus y aquellos que provocan la hepatitis. Todos los virus son altamente infecciosos (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). El género Enterovirus es una de las causas más comunes de infecciones humanas. Se estima que causan 30 millones de infecciones en EUA cada año. Este género consiste de 69 serotipos (especies) que infectan los humanos: tipos poliovirus 1-3, coxsackievirus tipos A1-A24, coxsackievirus tipos B1-B6, ecovirus tipos 1-33 y los enterovirus tipos EV68-EV73. Otras especies del género infectan animales en lugar de humanos, *i.e.* grupo de enterovirus bovino. El espectro de enfermedades causadas por los enterovirus es amplio y abarca desde enfermedades febriles moderadas hasta miocarditis, meningoencefalitis, poliomiелitis, herpangina y disfunción multiorgánica neonatal (OMS, 2006).

El virus hepatitis A, HAV, es altamente infeccioso aún en bajas dosis de infección. El virus causa la enfermedad hepatitis A comúnmente denominada "hepatitis infecciosa". Al igual que otros miembros del grupo de los virus entéricos, HAV entra en el tracto intestinal mediante ingestión en donde infecta las células epiteliales y desde allí ingresa al torrente sanguíneo alcanzando el hígado causando daño severo en sus células. En general la severidad de la enfermedad incrementa con la edad (OMS, 2006).

Los rotavirus humanos (HVRs) son la causa más importante de muerte en niños en el mundo. Alrededor de 50% a 60% de los casos de gastroenteritis aguda de los niños hospitalizados a lo largo del mundo son causados por HVRs. Los virus infectan las células en las vellosidades del intestino lo cual interrumpe el transporte de sodio y glucosa. Una infección aguda sin el tratamiento apropiado redundará en deshidratación y puede llegar a ser fatal (OMS, 2006).

Una descripción general de los virus patógenos presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

1.3. Organismos patógenos protozoarios.

Los organismos protozoarios son organismos unicelulares que se reproducen por fisión (Chapra, 1997). Se encuentran dentro de las causas más comunes de infección y enfermedad en los humanos y otros animales. El control de la transmisión de organismos protozoarios en el agua es exigente debido a que la mayoría producen cistos, oocistos o huevos que son extremadamente resistentes a los procesos que se utilizan generalmente para la desinfección de agua y en algunos casos son difíciles de remover mediante los procesos de filtración. Algunos de estos organismos causan enfermedades emergentes. En los últimos 25 años, el ejemplo más notable de enfermedad emergente causada por un organismo patógeno protozoario es la cryptosporidiosis.

Los protozoos de importancia para el ingeniero ambiental son las amebas, los flagelados y los ciliados libres y fijos. En el agua de suministro de agua potable es importante controlar la presencia de *Giardia lamblia* y del *Cryptosporidium*, como agente causante de infecciones potencialmente mortales para pacientes con síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA) (Metcalf & Eddy, 1995).

El organismo patógeno protozoario *Giardia* es un parásito conocido por la humanidad durante 200 años. Básicamente, luego de ingerir y excitar los cistos de *Giardia*, los trofozooides atacan e infectan la superficie del tracto gastrointestinal. Las infecciones tanto en niños como en adultos pueden ser asintomáticas. Los síntomas generalmente incluyen diarrea y contracciones musculares, y en casos severos puede presentarse deficiencia de absorción en el intestino delgado siendo este caso más común en los niños en sus primeros años de vida (OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2004).

Otro organismo patógeno protozoario de importancia es la *Entamoeba histolytica*. Este organismo es el patógeno intestinal más prevalente a nivel mundial y pertenece a la superclase Rhizopoda del suborden Sarcodina. La enfermedad clínica resulta de la penetración de las células epiteliales en el tracto gastrointestinal por medio de los trofozooides amébicos. En algunos casos puede invadir otras



partes del cuerpo como el hígado, pulmones y el cerebro, llegando incluso a tener consecuencias fatales.

Una descripción general de los organismos protozoarios patógenos presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

1.4. Organismos patógenos helmintos.

Los organismos patógenos del grupo helminto comprenden diferentes tipos de gusanos. Los gusanos parasitarios mayores son clasificados en el phylum Nematoda (gusanos redondos, ascárides) y en el phylum Platelminos (gusanos planos incluyendo los trematodos). Los parásitos helmintos infectan un gran número de personas y animales a nivel mundial. Para la mayoría de los helmintos el agua potable no es una ruta de transmisión importante, aunque hay dos excepciones: el gusano de guinea (*Dracunculus medinensis*) responsable de la enfermedad Dracunculiasis y las especies de *Fasciola* (*F. hepática* y *F. gigantica*) causantes de la fascioliasis. Otras enfermedades causadas por los helmintos pueden ser transmitidas por contacto con el agua como la esquistosomiasis (*schistosoma* spp.) o están asociadas con el uso agrícola de aguas residuales sin tratamiento como la ascariasis (*Ascaris lumbricoides*), trichuriasis (*Trichuris trichiura*), infecciones de anquilostoma y estrongiloidiasis (*Strongyloides stercoralis*)(OMS, 2006).

En la Tabla 1 se resumen las enfermedades más comunes asociadas con la presencia de organismos patógenos en corrientes naturales y que son relevantes en el suministro y abastecimiento de agua potable. También se presenta información adicional sobre los patógenos como su incidencia en la salud humana, persistencia en el medio, resistencia al cloro e infectividad relativa. No se relacionan todos los organismos patógenos que son transmitidos por medio del agua ya que el número de patógenos conocidos cuya ruta de transmisión es el agua, continúa incrementándose tanto en la medida en que son descubiertos organismos patógenos nuevos o previamente no reconocidos.

Con el fin de ampliar sobre la incidencia de los organismos patógenos en la salud humana, se recomienda la lectura de Westrell (2004) quién presenta una revisión sobre la transmisión de las enfermedades infecciosas en el medio ambiente reportando la ocurrencia de enfermedades epidémicas asociadas con el consumo de agua potable y aguas recreacionales, así como las enfermedades asociadas con la reutilización de aguas residuales y lodos. Así mismo presenta, como parte de los resultados de varios estudios, concentraciones de organismos patógenos en aguas superficiales, tasas de inactivación de patógenos en heces y tasas de decaimiento de patógenos en

corrientes superficiales (*Campylobacter*, *E. coli* enterohemorrágica, virus entéricos, hepatitis A, *Salmonella*, rotavirus, adenovirus, *Giardia*, *Cryptosporidium*).

2. Relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en corrientes naturales e incidencia en el abastecimiento del recurso.

Según Pond *et al.* (2004) las enfermedades gastrointestinales son, en su mayoría, la consecuencia de un sistema sanitario inadecuado y de una baja calidad del agua. Prüss y Havelaar (2002) afirman que 2.4 millones de muertes se presentan por causa de estas enfermedades, lo cual a escala global, las posiciona en la sexta causa más alta de mortalidad y tercera en la lista de morbilidad. Prüss *et al.* (2002) estiman que a nivel global, el 5.7% de la carga que imponen las enfermedades se debe a la baja calidad del agua, sanidad e higiene. Esta carga en la salud la soportan básicamente las poblaciones de los países en desarrollo y los niños.

Tabla A1- 1. Organismos patógenos transmitidos por agua contaminada y su significancia en el abastecimiento del agua (Adaptado de: OMS, 2006 complementado con Metcalf & Eddy, 1995; Kadlec y Knight, 1996).

Organismo patógeno	Importancia en la salud	Enfermedad	Persistencia en fuentes de agua*	Resistencia al cloro ^b	Infectividad relativa ^c	Fuente animal importante
Bacteria						
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Baja		Puede multiplicarse	Baja	Baja	No
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alta	Gastroenteritis, campylobacteriosis, meningitis	Moderada	Baja	Moderada	Sí
<i>Clostridium</i> spp		Tétano				
<i>Escherichia coli</i> – Patógena ^d	Alta	Gastroenteritis, bacteremia, meningitis	Moderada	Baja	Baja	Sí
<i>E. coli</i> – Enterohemorrágica	Alta	Colitis hemorrágica	Moderada	Baja	Alta	Sí
<i>Legionella</i> spp.	Alta	Legionelosis	Multiplicación	Baja	Moderada	No
<i>Leptospira</i> (150 spp.)		Leptospirosis				
<i>Mycobacteria</i> no tuberculosa	Baja		Multiplicación	Alta	Baja	No
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Moderada		Puede multiplicarse	Moderada	Baja	No
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Fiebre Tifoidea	Moderada	Baja	Baja	No
<i>Salmonella</i> (1700 spp.)	Alta	Salmonelosis	Puede multiplicarse	Baja	Baja	Sí
<i>Shigella</i> spp.	Alta	Disenteria	Breve	Baja	Moderada	No
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Colera, gastroenteritis	Breve	Baja	Baja	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Alta	Yersiniosis	Prolongada	Baja	Baja	Sí
Virus						
Adenovirus (31 especies)	Alta	Enfermedad respiratoria	Prolongada	Moderada	Alta	No
Enterovirus (67especies)	Alta	Diarrea, enfermedad febril moderada, enfermedad respiratoria, poliomieltis	Prolongada	Moderada	Alta	No
Hepatitis A virus	Alta	Hepatitis infecciosa	Prolongada	Moderada	Alta	No
Hepatitis E virus	Alta		Prolongada	Moderada	Alta	En potencia
Agente Norwalk		Gastroenteritis				
Norovirus y sapovirus	Alta		Prolongada	Moderada	Alta	En potencia
Reovirus		Gastroenteritis				
Rotavirus	Alta	Diarrea	Prolongada	Moderada	Alta	No
Protozoo						
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Alta		Prolongada	Alta	Alta	No
<i>Balantidium coli</i>		Disenteria				
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alta	Criptosporidiosis	Prolongada	Alta	Alta	Sí
<i>Cyclospora cayentanensis</i>	Alta		Prolongada	Alta	Alta	No
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alta	Amebiasis	Moderada	Alta	Alta	No
<i>Giardia intestinalis</i>	Alta	Giardiasis, Hikers	Moderada	Alta	Alta	Sí



Organismo patógeno	Importancia en la salud	Enfermedad	Persistencia en fuentes de agua ^a	Resistencia al cloro ^b	Infectividad relativa ^c	Fuente animal importante
<i>Naegleria fowleri</i>	Alta		Puede multiplicarse	Alta	Alta	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	Alta		Prolongada	Alta	Alta	Si
Helminto						
<i>Ascaris lumbricoides</i>		Ascariasis				
<i>Diphyllobothrium latum</i>		Gusanos planos en peces				
<i>Enterobius vericularis</i>		Lombriz intestinal				
<i>Dracunculus medinensis</i>	Alta		Moderada	Moderada	Alta	No
<i>Fasciola hepática</i>		Enfermedades del hígado				
<i>Fasciolopsis buski</i>		Enfermedades intestinales				
<i>Hymenolpis nana</i>		Gusanos planos				
<i>Opisthorchis spp.</i>		Infecciones del ducto biliar				
<i>Schistosoma spp.</i>	Alta	Esquistosomiasis	Breve	Moderada	Alta	Si
<i>Taenia spp.</i>		Gusanos planos				
<i>Trichuris trichura</i>		Gusanos con forma de látigo				
Fungi						
<i>Aspergillus fumigatus</i>		Aspergilosis				
<i>Candida albicans</i>		Infecciones por hongos				

^aPeriodo de detección para la fase infectiva en agua a 20 °C: breve, hasta 1 semana; moderada, 1 semana a 1 mes; prolongada, mayor que 1 mes. ^bCuando la fase infectiva está libremente suspendida en agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales. Resistencia moderada, el agente no puede ser destruido completamente. ^cDeterminada a partir de experimentos con humanos voluntarios o evidencia epidemiológica. ^dIncluye enteropatogénica, enterotoxigénica y enteroinvasiva.

Según OMS y UNICEF (2000) al inicio del año 2000, el 18 % de la población mundial (1.1 billones de personas) no tenían acceso a un adecuado suministro de agua y el 39 % de la población mundial (2.4 billones de personas) carecían de acceso a un apropiado sistema sanitario. La mayoría de esta población habita en Asia y África. El abastecimiento de agua potable y el sector sanitario debe enfrentar enormes retos en las próximas décadas. Se espera que las poblaciones urbanas de África, Asia y Latino América y el Caribe aumenten dramáticamente. La población urbana de Latinoamérica y el Caribe se espera que se incremente por lo menos en un 50% durante los próximos 25 años. Basándose en información sobre el 99 % de la población de Latinoamérica y el Caribe, el reporte de la OMS y la UNICEF (2000) sobre la Evaluación Global del Abastecimiento de Agua y Sanidad, establece que la región tiene relativamente altos niveles de servicio. Por ejemplo, la cobertura total del abastecimiento de agua aproximadamente beneficia al 85% de la población, mientras que la sanidad total es ligeramente menor, ya que cubre al 78%.

De acuerdo con OMS y UNICEF (2000), la población colombiana se beneficia de la cobertura de servicios públicos en 91% para abastecimiento de agua potable y 85% en sanidad. En general, la población urbana cuenta con agua potable en un 98% y la cobertura en sanidad alcanza el 97% de la población. En cuanto a la población rural, la proporción de estos servicios es del 73% y 51%, respectivamente. Sin embargo, teniendo en cuenta de que éstas son cifras alentadoras, aún se requieren esfuerzos importantes para estar a la par con los países desarrollados (96% de abastecimiento de agua y 92% de cobertura sanitaria para Europa y 100 % para ambos sectores en Estados Unidos de América y Canadá) (OMS y UNICEF, 2000).

Adicionalmente y según el Informe Nacional de la Calidad del Agua para el año 2004 (SSP, 2005) la población afectada por el suministro de agua no potable en Colombia, se concentra en su mayoría en los municipios con una población menor a 50.000 habitantes. De 279 municipios analizados cuya población total, para el 2004, se estima de 27'325.348 habitantes, se suministra agua no apta para el consumo humano a 184 municipios que concentran el 28% de la población afectada, correspondiente a 7.635.652 habitantes.

El mismo Informe señala que en cuanto al cumplimiento de los valores admisibles en los análisis organolépticos y fisicoquímicos, señalados en el Decreto 475 de 1998 en los artículos 7, 8, 9 y 10, 60 prestadores de servicios públicos incumplieron en 64 municipios con dichos valores, lo que representa un 22% de los prestadores y un 26% del total de municipios servidos, correspondiente a un 12% del total de la población muestreada es decir 3.277.371 habitantes.

Un caso más dramático se presenta al evaluar el cumplimiento de los valores admisibles en los análisis microbiológicos señalados en el artículo 25 del Decreto en mención. 130 prestadores del servicio público de acueducto suministran agua no apta desde el punto de vista microbiológico en ciento setenta y siete (177) municipios, lo que representa un 72% de los prestadores evaluados y el 63% de los municipios servidos y un 27,2% de la población correspondiente a 7'429.884 habitantes.

El "Water Supply and Sanitation Collaborative Council (WSSCC)" como una parte del plan de trabajo que lidera el Segundo Foro Mundial del Agua realizado en La Haya en marzo de 2000, establece como objetivo para el año 2025 que se provea de agua, sanidad e higiene para toda la población mundial.

3. Organismos índice.

En general el monitoreo y análisis de organismos patógenos específicos tiene una aplicación limitada debido en parte a la complejidad al costo y los requerimientos de tiempo de realización de análisis y obtención de resultados. El muestreo y análisis de microorganismos, parte fundamental del monitoreo operacional, vigilancia y control, se limita a utilizar organismos indicadores tanto para determinar la efectividad de las medidas de control, así como un índice de contaminación fecal (OMS, 2006).

De acuerdo con la OMS (2006) el concepto del uso de organismos indicadores como una señal de contaminación fecal es una práctica bien establecida en la evaluación de la calidad de las aguas naturales, consumo humano y mantenimiento del hábitat. Para definir un organismo como indicador éste debe: 1) por sí mismo no ser patógeno; 2) estar presente en las heces humanas y animales en grandes números; 3) no multiplicarse en aguas naturales; 4) persistir en agua de manera similar a los



organismos patógenos fecales; 5) estar presente en un número mucho mayor que los patógenos fecales; 6) responder a los procesos de tratamiento de manera similar a los patógenos fecales; y 7) ser fácilmente detectable por medio de métodos sencillos y económicos.

Adicionalmente la OMS (2006) señala que claramente un indicador no puede satisfacer con todos los criterios en mención. De aquí la importancia de indagar sobre las desventajas de utilizar indicadores tradicionales, *e.g.* *E. coli*, como sustitutos de virus entéricos y organismos protozoarios, y se han propuesto indicadores alternativos de organismos patógenos como los bacteriófagos y las esporas bacterianas.

En esta instancia es importante distinguir entre las pruebas microbiológicas realizadas con el fin de detectar la presencia de organismos patógenos fecales y las técnicas para medir la efectividad de los procesos y/o tratamientos. Por tanto es necesario distinguir los términos **índice** e **indicador**. Un organismo índice es aquel que señala la presencia de organismos patogénicos, *e.g.* un índice de patógenos fecales. Un organismo indicador es aquel que es usado para medir la efectividad de un proceso, *e.g.* un indicador de proceso o un indicador de desinfección (OMS, 2006).

Los métodos de monitoreo empleados habitualmente para detectar microorganismos potencialmente patogénicos en aguas naturales se basan en el cultivo y enumeración de indicadores de bacterias fecales *i.e.* coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli* y *Streptococcus* fecales (Wilkinson *et al.*, 1995; Chapra, 1997; Simpson *et al.*, 2002). Otros organismos patógenos utilizados como indicadores son: *Clostridium perfringens*, los organismos colífagos y fagos de *Bacteroides fragilis*, y los virus entéricos. Adicionalmente es bien reconocido el conteo de bacterias heterotróficas HPC (del inglés *Heterotrophic Plate Count*).

El HPC básicamente consiste en la medición de un amplio espectro de microorganismos heterotróficos que incluye bacterias y organismos de la clase fungi. El método se basa en la habilidad de los organismos para crecer en un medio apto sin la inhibición de agentes selectivos en un periodo de incubación y temperatura específica. Una ventaja importante del método es que permite detectar organismos sensibles a los procesos de desinfección, *e.g.* bacterias Coliformes, y organismos resistentes a los procesos de desinfección, *e.g.*, esporas, oocistos de *E. hystolica* y *Cryptosporidium*, y en menor medida los cistos de *Giardia*. La prueba únicamente detecta una baja proporción de los organismos presentes en el agua y debido a la existencia de varias técnicas de HPC es importante hacer comparaciones considerando el mismo medio y periodo de incubación (OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005).

Los **coliformes totales** son un amplio grupo de bacterias anaerobias facultativas, gram-negativas que forman bacilos sin esporas, con forma de caña, capaces de crecer en presencia relativamente

alta de concentraciones de sales biliares, con capacidad de fermentar lactosa y producir gas y ácido aldehído dentro de 24 ± 2 h a 48 ± 3 h a temperaturas de 35 ± 0.5 °C. Existen tanto en suelos contaminados como no contaminados y están presentes en las heces fecales de los animales de sangre caliente (OMS 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005; Chapra, 1997; Metcalf & Eddy, 1995). El grupo coliforme incluye cuatro géneros de la familia enterobacteriácea: *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, y *Enterobacter*.

Los **coliformes fecales** son un subgrupo de los coliformes totales que provienen de los intestinos de animales de sangre caliente. Debido a que no incluyen organismos sólidos, se prefiere más este grupo que los coliformes totales como indicador de la presencia de organismos patógenos. Se distinguen de los coliformes totales por su capacidad de fermentar la lactosa con producción de gas en $24h \pm 2$ h a temperaturas de $44,5 \pm 0.2$ °C (Chapra, 1997; Metcalf & Eddy, 1995). Como regla general los coliformes fecales son alrededor del 20% de los coliformes totales (Chapra, 1997).

En muchos países se emplea como índice el grupo más estrecho, el género *Escherichia* especie *E. coli* (Figura A1- 1) por considerarse como el índice más representativo de las fuentes de contaminación fecal (OMS, 2006). *E. coli* es un miembro del grupo de bacterias coliforme fecal. Por tanto su presencia en el agua es indicador de contaminación fecal. En la literatura (Haydon y Deletic, 2006; OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005; Beaudreau *et al.*, 2001; Chapra 1997) es bien reconocida esta especie como un indicador de la contaminación fecal del agua. Esto se debe, en parte, a que es un buen sustituto de organismos patógenos como *Salmonella Typhi* y aunque en general es benigna, muchas cadenas de *E. coli* son patogénicas (ADWG, 2004). Debido a que en muchas circunstancias las poblaciones de Coliformes termotolerantes son compuestas predominantemente de *E. coli* se considera este grupo como un índice de menor confianza pero aceptable de contaminación fecal. *E. coli* (o los Coliformes termotolerantes alternativos) se consideran como el primer organismo de elección en los programas de monitoreo de calidad de agua (OMS, 2006).

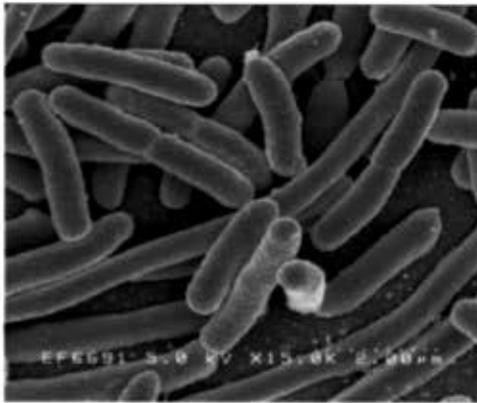


Figura A1- 1. Registro micrográfico electrónico de *E. coli* (Rocky Mountain Laboratories, NIAID, 2008)

Sin embargo, es importante tener en cuenta las limitaciones de utilizar una especie específica como organismo índice, *e.g.* Brooks *et al.* (2004), señalan una dificultad que se presenta cuando se utiliza *E. coli* como índice, relacionada con la capacidad que tiene de crecer en aguas naturales fuera del animal que la hospeda. Adicionalmente esta especie es en mayor medida más sensible a los procesos de desinfección que otros organismos más resistentes a éstos (*e.g.* virus entéricos y organismos protozoarios). Esto hace que *E. coli* o los coliformes termotolerantes alternativos no sean indicadores confiables de la presencia del virus en abastecimientos de agua potable como la hepatitis A y E (OMS, 2006). En la literatura (Haydon y Deletic, 2005; Hipsey, 2007; Tonner-Klank *et al.*, 2007; Bordalo *et al.*, 2002) se presentan varios estudios que indican las limitaciones que resultan de utilizar bacterias como indicadores de virus y protozoarios.

Otros microorganismos que suelen utilizarse como indicadores de contaminación fecal es el subgrupo **enterococci intestinal**. Éste es un subgrupo del gran grupo de organismos definidos como estreptococos fecales que abarca especies del género *Streptococcus*. Estas bacterias son gram-positivas y relativamente tolerantes al cloruro de sodio y los niveles alcalinos de pH. Son anaeróbicas facultativas y ocurren individualmente, en parejas o en cadenas cortas (OMS, 2006). Se emplea habitualmente para confirmar la contaminación fecal reciente por medio de la identificación de especies tanto de origen humano (*S. faecalis*), como de animales de granja (*S. bovis*), equinos (*S. equinus*) y aves (*S. avium*, *S. gallinarum*) (APHA/AWWA/WEF, 2005; Chapra, 1997; Kadlec y Knight, 1996; Metcalf & Eddy, 1995). Los enterococos se diferencian de los demás streptococos por su habilidad de crecer en cloruro de sodio 6.5%, en pH 9.6, a temperaturas entre 10 °C y 45 °C. La parte enterococo del grupo *Streptococcus* fecal es un importante indicador de bacterias para determinar la extensión de contaminación fecal de aguas superficiales recreacionales. Estudios llevados a cabo en aguas marinas y frescas en zonas de baño en playas, indican que la gastroenteritis asociada con la natación está relacionada directamente con la calidad de las aguas

para baño, y que los enterococos son el indicador más eficiente de bacterias para determinar la calidad del agua en tales medios (APHA/AWWA/WEF, 2005).

3.1. Organismos índice elegidos

Los organismos patógenos presentes en la materia fecal que se propagan vía oral son la causa dominante de las enfermedades transmitidas por las corrientes naturales y el agua en los embalses de suministro (OMS, 1996). Por consiguiente los organismos patógenos que se consideran en el presente estudio son aquellos que esencialmente siguen una ruta de infección fecal-oral y que tienen en general un alto impacto en la salud humana y animal. Por consiguiente la lista de organismos patógenos presentada en la Tabla A1- 1 se reduce para considerar únicamente las bacterias del grupo coliforme. Adicionalmente la información disponible permite utilizar uno de los más comunes indicadores de bacterias en aguas naturales, *E. coli* ya que es bien reconocida su habilidad para indicar la contaminación fecal del agua, al ser un buen sustituto de organismos patógenos como *Salmonella Typhi*. Aunque por lo general es más benigna, algunas cadenas de *E. coli* también son patogénicas. Adicionalmente y de acuerdo con ADWG (2004) *E. coli* o en general los coliformes termotolerantes, se recomiendan como organismos indicadores adecuados para identificar la posible presencia de patógenos provenientes de la contaminación fecal. Sin embargo, aunque el muestreo de los coliformes termotolerantes puede ser simple, *E. coli* es mejor indicador que otros coliformes termotolerantes (e.g. algunas especies de *Klebsiella*, *Citrobacter* y *Enterobacter*).

En EPA (2006) se ha establecido que las mediciones de *E. coli* y turbiedad en sistemas de agua pública permiten detectar altas concentraciones de *Cryptosporidium* en la fuente de agua. Adicionalmente, debido al tamaño promedio de *Cryptosporidium parvum* entre 3.0 μm y 5.0 μm (importante tener en cuenta el tamaño promedio de los otros microorganismos patógenos: bacterias, 0.1 μm – 15 μm ; *Giardia*, 5 μm – 10 μm ; virus, 0.01 μm – 0.1 μm) otros microorganismos índice pueden ser usados como subrogados para el propósito de conteo de microorganismos específicos a partir de las pruebas por microfiltración (MF), ultrafiltración (UF) y microfiltración con cartucho (MCF). Muchos microorganismos utilizados en los estudios de evaluación por filtración con tamaños menores que 1 μm pueden considerarse como determinantes conservativos que subrogan al *Cryptosporidium*. De aquí que *E. coli* (tamaño entre 1 μm y 4 μm) se utiliza como determinante que subroga al *Cryptosporidium* (EPA, 2003).

E. coli es el coliforme termotolerante más común presente en las heces (típicamente mayor en un 90 por ciento) y es considerado como el indicador más específico de contaminación fecal reciente. Está presente casi siempre en el intestino de los humanos y otros animales de sangre caliente.



Usualmente se encuentra en alto número en la materia fecal reciente con densidades mayores que 10^9 organismos por gramo, lo cual facilita su identificación. A pesar de que la presencia de *E. coli* en el agua potable indica contaminación reciente no es posible determinar fácilmente si la presencia de esta bacteria en muestras de agua es de origen humano, ya que los animales (incluso las aves) pueden hospedar organismos patógenos humanos intestinales. En definitiva la presencia de cualquier cadena de *E. coli* es indicador del potencial riesgo en la salud.

Adicionalmente se considera el grupo coliformes totales que incluye las bacterias *E. coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y otras enterobacterias, a pesar de las limitaciones bien conocidas de este grupo como indicador de organismos patógenos, debidas en parte a que estas bacterias pueden estar presentes como habitantes normales en el suelo y en el agua, con habilidad para crecer en gran número y en ausencia de contaminación (excepto *E. coli*) si las condiciones del medio son adecuadas. No obstante, este grupo es útil como indicador (junto con otros parámetros) de organismos patógenos en el monitoreo operacional.

En esta investigación se utiliza tanto el grupo coliforme total como índice general de la presencia de organismos patógenos en las aguas de los ríos Teusacá y Subachoque, y como organismo índice específico de contaminación fecal la especie *E. coli*.

Las técnicas estándar establecidas para la determinación de concentraciones de *E. coli* y Coliformes Totales en aguas naturales son fermentación en tubos múltiples (Standard Methods 9221; APHA/AWWA/WEF, 2005) y filtración por membrana (Standard Methods 9222; APHA/AWWA/WEF, 2005).

4. Caracterización de la tasa de decaimiento de bacterias

Con el fin de hacer comparables los resultados de estudios relacionados con la supervivencia de bacterias en ríos, en la literatura se proponen dos descriptores principales (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Chapra, 1997; Beaudéau *et al.*, 2001): la tasa de decaimiento k_p y el tiempo T_{90} (lapso en el que población decae hasta el 90% de su valor inicial). Varias investigaciones (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Crane y Moore, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Beaudéau *et al.*, 2001) definen la tasa de decaimiento a partir de la dinámica de una población inicial de bacterias alóctonas cuyo decaimiento se representa por medio de una cinética de primer orden, *i.e.* un decaimiento exponencial del número de bacterias N con el tiempo t como lo describe la ley de Chick:

$$\frac{dN(t)}{dt} = -k_p N(t), \text{ con } k > 0 \quad [1]$$

Este modelo es simple y eficiente en ciertas circunstancias prácticas (Beaudeau *et al.*, 2001). Su único parámetro, el coeficiente de decaimiento k_p , es a menudo reemplazado por $K = k_p/2.3$, el cual corresponde al uso de los logaritmos decimales para el conteo de bacterias:

$$\ln N(t) - \ln N(t_0) = -K(t - t_0) \quad [2]$$

donde t_0 es el tiempo inicial del proceso de decaimiento. K , usualmente se expresa en h^{-1} , y por tanto es el inverso del tiempo T_{90} [h] el cual es el tiempo requerido para reducir la población de bacterias en un 90%. Dado que T_{90} es el tiempo que tarda la población inicial en decaer un ciclo de $1 \log_{10}$ a partir del valor inicial. Si $t = T_{90}$, por definición, en T_{90} , $\log_{10} N_0 - \log_{10} N_{T_{90}} = 1$, *i.e.* $K=1/T_{90}$

El coeficiente de decaimiento varía de acuerdo con la naturaleza y estado fisiológico de las bacterias. Los experimentos de laboratorio establecen un estado de microcosmos fuera del sitio de estudio, bien sea éste río o mar, que puede no corresponder a las condiciones hidrológicas, hidráulicas y ecológicas reales del medio (Beaudeau *et al.*, 2001). Por tanto, es importante determinar este coeficiente a partir de ensayos realizados directamente en la corriente natural o cuerpo de agua. De aquí que en esta investigación se prefieran hacer mediciones directas sobre las corrientes de interés. Adicionalmente y debido a esta limitación, es importante tener en cuenta, como lo afirman Wilkinson *et al.* (1995), que la comparación directa de las tasas de decaimiento de diferentes estudios debe tratarse con suma precaución, ya que las tasas de decaimiento reportadas en la literatura (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Crane y Moore, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Beaudeau *et al.*, 2001) tienen una alta variación. Wilkinson *et al.* (1995) señalan que los factores ambientales son la principal causa de esta alta variación.

Bowie *et al.* (1985) reportan tasas de decaimiento de bacterias coliformes medidas *in situ* a partir de los resultados de varias investigaciones realizadas en corrientes superficiales naturales de los Estados Unidos de América (Tabla A1- 2). Nótese la incidencia de la temperatura de la temporada de verano en el aumento de la tasa de decaimiento al compararla con el valor de la temporada de invierno. Importante resaltar el valor de k_p reportado para una corriente poco profunda y turbulenta en el estudio de Kittrell y Kochtitzky (1947) $15.12 d^{-1}$, el cual es un valor mucho mayor a los demás valores reportados para los ríos de estudio (Ohio, Illinois, Missouri, Tennessee, Sacramento, Cumberland).

Otros valores de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes específicas se reportan en Bowie *et al.* (1985) a partir de diferentes estudios de modelación (Tabla A1- 3). Adicionalmente, se reportan valores de T_{90} para la desaparición de bacterias coliformes (Coliformes Totales y Coliformes



Fecales) y *E. coli* para 18 muestras tomadas en una estación sobre el río Butrón ubicada 100 m aguas abajo de la descarga del pueblo de Mungüía, España (Tabla A1- 4). El río se caracteriza por tener una longitud de 36.5 km y un caudal promedio de $3.77 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Barcina *et al.*, 1986).

Los valores del coeficiente de decaimiento reportados por Beaudeau *et al.* (2001) para las pequeñas corrientes de estudio (caudales entre 0.16 y $23.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) en Normandía Francia, cuyos valores de concentraciones de *E. coli* (80 valores validos) aguas arriba del orden de 6×10^4 NMP/100 ml hasta valores aguas abajo de 2×10^2 NMP/100 ml. La distribución de los valores de K (Tabla A1- 5) tiene una media de 0.10 h^{-1} ($T_{90} = 10 \text{ h}$; $k_p = 5.9 \text{ d}^{-1}$) y un máximo de 0.76 h^{-1} ($T_{90} = 1.3\text{h}$; $k_p = 41.1 \text{ d}^{-1}$), valor que claramente muestra una sobre dispersión de los altos valores. Los valores de K para pequeños ríos (Yères y Morelle) presentan un amplio rango de dispersión con valores de K por encima de 0.25 h^{-1} ($T_{90} < 4 \text{ h}$; $k_p > 13.8 \text{ d}^{-1}$). En esta investigación no se reportan valores de características hidráulicas como pendiente longitudinal, ancho y profundidad de las corrientes.

Tabla A1- 2. Tasas de decaimiento de bacterias coliformes k_p , medidas *in situ* en corrientes naturales. (Bowie *et al.*, 1985 después de Mitchell y Chamberlin, 1978).

Sistema	Temperatura [°C]	k_p [d ⁻¹]	Referencia
Río Ohio	Verano (20°C)	1.18	Frost and Streeter (1924)
	Invierno (5°C)	1.08	
Cuenca alta del Río Illinois	Junio - Septiembre	2.04	Hoskins <i>et al.</i> (1927)
	Octubre y mayo	2.52	
	Diciembre - marzo	0.58	
	Abril y noviembre	1.03	
Cuenca baja del Río Illinois	Junio-Septiembre	2.04	Hoskins <i>et al.</i> (1927)
	Octubre y mayo	0.89	
	Diciembre-marzo	0.62	
	Abril y noviembre	0.70	
Corriente somera turbulenta		15.12	Kittrell y Kochtitzky (1947)
Río Missouri	Invierno	0.48	Kittrell y Furfari (1963)
Río Tennessee (Knoxville)	Verano	1.03	Kittrell y Furfari (1963)
Río Tennessee (Chattanooga)	Verano	0.12	Kittrell y Furfari (1963)
Río Sacramento	Verano	1.73	Kittrell y Furfari (1963)
Río Cumberland	Verano	5.52	Kittrell y Furfari (1963)
Río Slatt		26.40	Wasser <i>et al.</i> (1934)
Río Leaf (Mississippi)		0.41	Mahloch (1974)

Brookes *et al.* (2004) reportan valores de k_p encontrados en diferentes estudios llevados a cabo para encontrar la influencia de la matriz que contiene los oocistos de *C. parvum* en la tasa de decaimiento. Se comparan los valores para descargas con alto contenido de materia orgánica proveniente de la crianza de ganado (

Tabla A1- 6). De los resultados se infiere, y como se mencionó en la sección 2.4, que la tasa de inactivación de *C. parvum* está controlada por la temperatura, y es relativamente independiente de la matriz de suspensión, *i.e.* las tasas de inactivación de *C. parvum* en el agua y en descargas con alto contenido de materia fecal tienen tasas de decaimiento dentro del mismo orden de magnitud a la misma temperatura.

Tabla A1- 3. Valores de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes específicas utilizadas en diferentes estudios de modelación (Bowie *et al.*, 1985).

Sistema	$k_{20^{\circ}\text{C}}$ [d^{-1}]	Referencia
Rio North Fork Kings (California)	1.01	Chen, <i>et al.</i> (1976)
Varias corrientes	0.01 - 3.50	Baca and Arnett (1976)
Varias corrientes	1.01 - 3.00	Hydroscience (1971)
Rio Boise (Idaho)	0.48	Chen and Wells (1975)
Estuarios de Long Island (New York)	0.48 - 7.99	Tetra Tech (1976)

Tabla A1- 4. Valores de T_{90} para el tiempo de desaparición de bacterias coliformes (Coliformes Totales y Coliformes Fecales) y *E. coli* (Barcina *et al.*, 1986).

Muestra	Temperatura	T_{90} [h]	k_p [d^{-1}]
1	16.5	27.0	2.04
2	19.0	15.0	3.68
3	21.5	14.0	3.94
4	20.0	13.0	4.25
5	13.5	26.0	2.12
6	11.0	32.5	1.70
7	9.0	34.5	1.60
8	8.5	33.4	1.65
9	8.0	31.5	1.75
10	10.5	29.5	1.87
11	13.5	31.5	1.75
12	14.0	30.0	1.84
13	18.5	28.5	1.94
14	13.0	30.0	1.84
15	24.0	10.0	5.52
16	26.0	23.5	2.35
17	14.5	30.0	1.84
18	10.0	31.0	1.78

Tabla A1- 5. Distribución de la concentración de *E. coli* e indicadores usados en el modelo aplicado por Beaudreau *et al.* (2001).

	Concentración [NMP/100 ml]	Caudal [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]	Temperatura [$^{\circ}\text{C}$]	K [h^{-1}]	T_{90} [h]	k_p [d^{-1}]
Mínimo	2.40E+03	0.16	6.90	0.004	250.00	0.22
Percentil 5%	6.90E+02	0.16	7.10	0.02	50.00	1.10
Media	5.20E+03	1.05	11.90	0.106	9.43	5.85
Percentil 95%	4.00E+04	19.00	15.50	0.415	2.41	22.91
Máximo	5.50E+04	23.00	18.30	0.744	1.34	41.07



Tabla A1- 6. Inactivación de oocistos de *C. parvum* almacenados en descargas contaminantes o en agua natural a diferentes temperaturas (Adaptado de: Brookes *et al.*, 2004).

Medio de almacenamiento de los Oocistos	Ensayo empleado	Temperatura de incubación [°C]	K [d ⁻¹]	k_p [d ⁻¹]	Intervalo de confianza del 95% o S.D para k	Referencia
Descarga con alto contenido de materia fecal (cria de ganado)	Excitación <i>in vitro</i>	4	0.0046	0.0106	0.0074 - 0.0140	Jenkins <i>et al.</i> (1997).
Descarga con alto contenido de materia fecal (cria de ganado)	Excitación <i>in vitro</i>	4	0.0079	0.0182	0.0108 - 0.0260	Jenkins <i>et al.</i> (1997).
Agua destilada y esterilizada	Infectividad animal	15	0.1555	0.3577	0.2463 - 0.4690	Korich <i>et al.</i> (1993)
Agua destilada y esterilizada	Excitación <i>in vitro</i>	15	0.0907	0.2086	0.1272 - 0.2900	Korich <i>et al.</i> (1993)
Río St. Lawrence	Excitación <i>in vitro</i> y conteo total	0.5 - 2.0	0.0390	0.0900	0.0120	Chauret <i>et al.</i> (1998)
Río St. Lawrence	Excitación <i>in vitro</i> y conteo total	11.2 - 20.8	0.0390	0.0900	0.0000	Chauret <i>et al.</i> (1998)
Agua natural superficial	Excitación	35	0.0240	0.0550	0.0000	Medema <i>et al.</i> (1997)

5. Factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de organismos patógenos

Con el fin realizar una evaluación más realista del riesgo asociado con la presencia de organismos patógenos en cuerpos de agua, es necesario identificar y comprender las variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de estos organismos en corrientes naturales. Se requiere inicialmente el conocimiento, entendimiento y la adecuada representación de los procesos de advección, difusión turbulenta, dilución y decaimiento de organismos patógenos en corrientes superficiales naturales, lagos y embalses. Estos procesos son fundamentales para evaluar los impactos ambientales de las cargas contaminantes vertidas a las corrientes, e identificar la infraestructura apropiada y requerida para el tratamiento de las aguas, así como para definir el caudal ambiental en aquellos sitios donde la demanda por el recurso es intensiva. Resulta indispensable el conocimiento de estos procesos para estimar el impacto real de los vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento o con niveles parciales de tratamiento en las fuentes hídricas de montaña del territorio colombiano y de otros países de la región, y de esta manera poder cuantificar la capacidad de asimilación de estas corrientes (Camacho, 2006).

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores Bowie *et al.*, 1985; Barcina, 1986; Crane y Moore, 1986; Chapra, 1997; Brookes *et al.*, 2004; Haydon y Deletic, 2006; Gamboa, 2008; Manrique, 2008; Torres y Camacho, 2008, establecen como principales factores del decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales los siguientes:

- 5) Características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático:

- pH
 - porosidad
 - contenido de materia orgánica
 - textura y distribución del tamaño de partículas
 - composición elemental
 - salinidad
 - efectos osmóticos
 - toxicidad química
 - potencial de oxido reducción
- 6) Condiciones ambientales:
- temperatura
 - radiación solar e inactivación de patógenos
 - humedad y precipitación
- 7) Interacciones bioquímicas y biológicas entre organismos:
- depredación de patógenos
 - supervivencia en sedimentos
 - disponibilidad de nutrientes
 - presencia de sustancias orgánicas
- 8) Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución:
- régimen de flujo e hidráulica de la corriente
 - propiedades de adsorción y adherencia
 - procesos de difusión
 - procesos de coagulación y agregación (floculación)
 - procesos de sedimentación, y resuspensión

Dentro de las características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático se tienen el pH, la porosidad de los sedimentos en el lecho del río, el contenido de materia orgánica de los sedimentos y de las partículas en suspensión, así como la textura, distribución del tamaño de partículas y composición elemental de éstos. También es importante la salinidad, los efectos osmóticos, la toxicidad química de la corriente y el potencial de oxido reducción. A continuación se describen brevemente estas características.

5.1. pH

Aparentemente el pH, el contenido de metales pesados, y la presencia de sustancias quelatantes influyen el decaimiento de coliformes. Sin embargo, la importancia de cada uno de estos factores



no es clara aún (Bowie *et al.*, 1985). Sin embargo, Wilkinson *et al.*, (1995) señalan que las investigaciones realizadas para determinar la relación entre el nivel de pH y la supervivencia de las bacterias fecales en aguas superficiales naturales y suelos permiten establecer que los valores extremos de pH inducen un aumento de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes, *e.g.* medios con pH entre 3 y 4 tienen un efecto favorable en la mortalidad de bacterias. Adicionalmente, Cohen en 1922 ya había establecido que el óptimo de supervivencia de bacterias se encuentra cuando el pH del medio se encuentra entre 5 y 6.4. Esta afirmación la confirman los estudios de McFeters y Stuart en 1992 con los cuales se establece que la tasa de decaimiento de *E. coli*, determinada mediante ensayos de diálisis en cámara a 10 °C, es menor para niveles de pH entre 5.5 y 7.5 y aumenta rápidamente al cambiar el pH más allá de estos valores. Este comportamiento se ilustra en la Figura A1- 2.

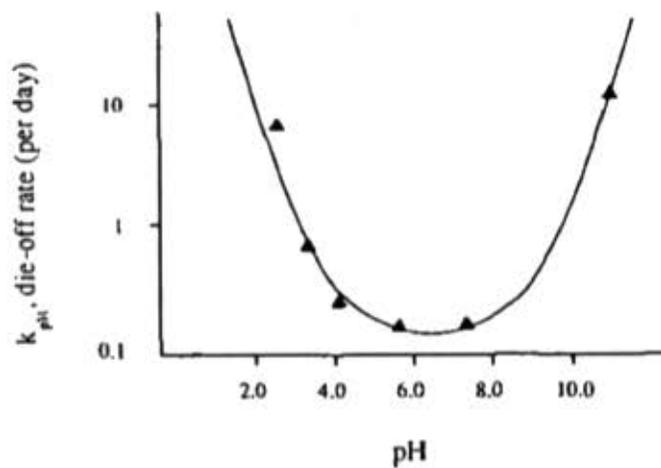


Figura A1- 2. Modelo (línea sólida) obtenido a partir de las observaciones (triángulos sólidos) de la tasa de decaimiento de *E. coli* para varios niveles de pH (Wilkinson *et al.*, 1995).

5.2. Metales pesados y potencial de óxido reducción

Bowie *et al.* (1985) señalan que la presencia de metales pesados tiene un efecto mediador en las tasas de desaparición de *E. coli*. El potencial de óxido reducción, a través de su efecto sobre soluciones de metales pesados, también afecta las tasas de decaimiento y puede influenciar la tasa de desaparición, aunque al respecto no hay reportes extensivos (Bowie *et al.*, 1985).

5.3. Salinidad

Los ambientes marinos presentes en las zonas costeras, estuarios, bahías y demás cuerpos de agua salobres, tienden a ser entornos poco apropiados para el crecimiento de bacterias debido a la

concentración de sal en el agua. Bordalo *et al.* (2002) señalan en una de sus investigaciones que no hay un crecimiento neto de unidades formadoras de colonias en aguas de estuarios bajo ninguna condición, incluso reportan que los CF y EF decrecen marcadamente al entrar en contacto con aguas naturales de estuarios con salinidad variable.

Los efectos inactivadores y destructores de bacterias coliformes debido a la radiación solar al combinarse con los niveles de salinidad del medio aceleran el decaimiento de los índices fecales particularmente en medios con alta salinidad (Bordalo *et al.* 2002).

Brookes *et al.* (2004) afirman que existe un efecto sobre la viabilidad de *Cryptosporidium* sólo a concentraciones por encima de 20 ppt (20 g l⁻¹). La organización mundial de la salud recomienda que la salinidad del agua potable debe estar por debajo de 0.48 g/l, y debido a que la mayoría de las fuentes de agua superficial tienen concentraciones de salinidad menores que este límite, el impacto de la salinidad sobre la inactivación de *C. parvum* es despreciable. No obstante, las variaciones en la salinidad de la escorrentía superficial (*e.g.* liberación de gallinaza u otro tipo de abono) tienen un impacto sobre transporte y decaimiento de patógenos.

6. Condiciones ambientales determinantes en el decaimiento de organismos patógenos.

Siguiendo a Brooks *et al.* (2004), Haydon y Deletic (2006) la persistencia de organismos patógenos en un ambiente acuático es función tanto de la supervivencia como del transporte. Diferentes organismos persisten durante lapsos diferentes. De aquí que el modo dominante de inactividad o mortalidad varíe significativamente. Los factores ambientales que controlan la inactividad de organismos patógenos son: temperatura, salinidad, presión, radiación solar (visible y UV), depredación por organismos mayores en la cadena alimenticia, y la disponibilidad de oxígeno y nutrientes. Sin embargo, la radiación de luz solar y la temperatura son los mayores mecanismos de inactividad aunque la depredación puede llegar a ser significativa para algunos organismos. El decaimiento de patógenos es por lo general más rápido a altas temperaturas debido al efecto letal de radiación UV de la luz solar que actúa cerca a la superficie del agua.

Con relación al serotipo *E. coli* O157:H7 en aguas de lagos y ríos, éste presenta un rango contrastante de persistencia en aguas superficiales, teniendo escenarios en los que los organismos sobreviven mejor en aguas de lagos con baja carga de nutrientes que en las corrientes superficiales. Sin embargo es importante resaltar que no existe una correlación clara entre las características físico químicas medidas y la supervivencia de este serotipo, lo cual indica que combinaciones de factores o de otras características sin medición controlan la tasa de decaimiento (Avery *et al.*, 2008). Esta afirmación establece la importancia de hacer mediciones de campo para identificar las principales



variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos con el fin de reducir la incertidumbre del modelo propuesto y tener una representación más realista de dichos procesos.

6.1. Temperatura

Bowie *et al.* (1985) señalan que la temperatura es el factor que influencia en mayor medida, si no todos, los demás factores. La temperatura es el más importante modificador de la tasa de decaimiento, especialmente en agua fresca y en la oscuridad. Varios estudios se han enfocado en determinar los efectos de la temperatura del agua sobre la infectividad y/o viabilidad de organismos patógenos como el *Cryptosporidium* (Brookes *et al.*, 2004). Los resultados presentados sugieren que la tasa de inactivación de *C. parvum* está controlada por la temperatura, y es relativamente independiente de la matriz de suspensión, *i.e.* las tasas de inactivación de *C. parvum* en el agua y en descargas con alto contenido de materia fecal tienen tasas de decaimiento dentro del mismo orden de magnitud a la misma temperatura. Sin embargo en 1999, Olson *et al.* encuentran que los cistos y oocistos se degradan más rápidamente en las heces y el suelo debido, presumiblemente, a la función antagonista de los microbios y/o la depredación. No obstante los resultados que se obtienen de este último estudio en mención deben usarse con precaución debido al bajo número de repeticiones realizadas (Brookes *et al.*, 2004).

Con relación a los efectos de la temperatura en la determinación de la tasa de decaimiento y con el fin de comparar valores, se acostumbra a convertir los valores de k_T al valor correspondiente a temperatura estándar de 20 °C utilizando la formulación de Arrhenius

$$k_{20^\circ\text{C}} = k_T \theta^{20-T} \quad [3]$$

donde $k_{20^\circ\text{C}}$ es la tasa de decaimiento a una temperatura de 20 °C y k_T es la tasa para una temperatura T dada, y θ es el coeficiente de temperatura para la reacción. Varios autores (Chapra, 1997; Sperling, 1997; Pelletier y Chapra, 2006) definen un valor para θ igual a 1.07. Willinkinson *et al.* (1995) definen el coeficiente θ como la pendiente de la curva definida por la ecuación,

$$\theta = \frac{\log_{10} k_{T2} - \log_{10} k_{T1}}{T_2 - T_1} \quad [4]$$

donde T_1 y T_2 con las temperaturas k_{T1} y k_{T2} son las tasas de decaimiento a éstas temperaturas. En la Tabla A1- 7 se presentan algunos valores de θ reportados en varios estudios para determinar la influencia de la variación de temperatura sobre la tasa de decaimiento en aguas y limpias y contaminadas con descargas residuales.

Tabla A1- 7. Resumen de valores de θ reportados en varios estudios. El coeficiente θ es la pendiente de temperatura que afecta la tasa de decaimiento en aguas limpias y contaminadas (Wilkinson *et al.*, 1995).

Fuente	θ	Referencia
Rios limpios	0.0449	Evison (1988)
	0.0381	Flint (1987)
	0.0511	McFeters and Stuart (1972)
Aguas contaminadas por descargas residuales	0.0131	Qin <i>et al.</i> (1991)
	0.0136	Flint (1987)

Independiente del tipo de técnica utilizada para estimar k_p , es importante cuantificar, hasta donde sea posible, aquellas variables que pueden afectar k_p . De aquí, que al estimar los niveles de luz durante el tiempo en el que se determina k_p , se comprueba que obviar los efectos de los factores relevantes en el decaimiento de bacterias, en este caso la intensidad de la radiación solar, puede conducir a serios errores.

La Tabla A1- 8 presenta los valores de k_p medidos para Coliformes como una función de la luz incidente. Los valores asociados de k_p presentan una variación entre 1.38 d⁻¹ en la oscuridad y 24.00 d⁻¹ al medio día. Se concluye que la estimación de un único valor diurno de k_p puede resultar mayor que los errores del orden de magnitud (Bowie *et al.*, 1985).

Tabla A1- 8. Valores experimentales horarios de k_p (Adaptado de: Bowie *et al.*, 1985 después de Wallis, *et al.*, 1977).

Hora del día	k_p [d ⁻¹]	Hora del día	k_p [d ⁻¹]	Hora del día	k_p [d ⁻¹]
1	1.38	9	17.25	17	10.42
2	1.38	10	22.08	18	8.24
3	1.38	11	24.00	19	6.49
4	1.38	12	22.08	20	5.02
5	1.38	13	19.03	21	3.94
6	2.91	14	16.73	22	2.76
7	6.90	15	14.15	23	2.04
8	12.00	16	12.00	24	1.62

6.2. Radiación solar e inactivación de patógenos

La radiación solar es un factor importante en el decaimiento de organismos patógenos. Altos niveles pueden incrementar considerablemente la tasa en comparación a la tasa obtenida en condiciones de oscuridad. La tasa de decaimiento tiende a aumentar bajo los efectos de la radiación solar en mayor medida en agua fresca que en el agua de mar (Bowie *et al.*, 1985).

Brookes *et al.* (2004) hacen mención a las investigaciones realizadas por Garvey *et al.* en 1998 y Sinton *et al.* en 2002, en las cuales se examina la inactivación de un rango de bacterias y bacteriófagos debida a la radiación solar. En estos estudios se encuentra que las tasas de inactivación por radiación solar, como una función de la radiación solar acumulada, es más de 10 veces mayor que la tasa de inactivación en la oscuridad correspondiente. Adicionalmente, nótese la



incidencia de la época en la que se determina la tasa de decaimiento de organismos indicadores, verano o invierno (Tabla A1- 9).

Tabla A1- 9. Parámetros medios de inactivación por radiación solar de organismos indicadores en efluentes de lagunas de estabilización y aguas residuales crudas en agua fresca de río (Adaptado de: Brookes *et al.*, 2004; el valor de la tasa de decaimiento de organismos indicadores k_p ha sido calculada de acuerdo con Beaudreau *et al.*, 2001, *i.e.* $k_p = 2.3/T_{90}$).

Indicador	Efluente ¹	T_w [h]		k_p [d ⁻¹]	
		Verano	Invierno	Verano	Invierno
Coliformes fecales	LE	8.8	16.8	6.3	3.3
	ARC	3.3	7.7	16.7	7.2
E. coli	LE	9.2	20.3	6.0	2.7
	ARC	3.3	6.9	16.7	8.0

¹LE=Efluente de laguna de estabilización; ARC=Agu residual cruda en agua fresca de río.

6.3. Coeficiente de extinción para la intensidad de la radiación solar

Brookes *et al.* (2004) establecen que la inactivación debido a la exposición solar y ultravioleta puede representarse de acuerdo con una función de decaimiento exponencial similar a la de la temperatura:

$$C(t) = C_0 e^{-k_{UV} I_{UV} t} \quad [5]$$

donde $C(t)$ es la concentración viable de organismos patógenos, en este caso oocistos de *Cryptosporidium*, en el tiempo t , C_0 es la concentración inicial de organismos, k_{UV} es el coeficiente de decaimiento de luz UV, y I_{UV} es la intensidad de luz UV. Siguiendo a Chapra (1997), Brookes *et al.* (2004), Pelletier y Chapra (2006) se establece que la intensidad de la radiación solar está descrita por una función exponencial equivalente a la ley de Beer-Lambert,

$$I_{UV}(z) = I_{UV(sup)} e^{-\mu z} \quad [6]$$

donde $I_{UV}(z)$ es la intensidad de luz UV en función de la profundidad z , $I_{UV(sup)}$ es la intensidad en la superficie del agua, μ es el coeficiente de atenuación para la luz UV. Chapra (1997), Pelletier y Chapra (2006) establecen una ecuación homóloga para la intensidad de la radiación solar en donde el coeficiente μ es reemplazado por un coeficiente de atenuación o extinción k_e :

$$PAR(z) = PAR_0 e^{-k_e z} \quad [7]$$

donde PAR es la radiación fotosintética activa (del inglés *Photosynthetically Active Radiation*), z es la profundidad de la lámina de agua y el subíndice 0 se refiere a la superficie del agua (la PAR en la superficie del agua se asume como una fracción fija de la radiación solar en la superficie, *i.e.* $PAR_0 = 0.47I_0$).

Brookes *et al.* (2004) con base en los estudios de Kirk en 1994 y de Morris *et al.* en 1995, establecen que el coeficiente de atenuación para la radiación de luz UV es una función de la concentración de carbono orgánico disuelto, y establecen que los coeficientes de atenuación para

UV son diferentes que aquellos que se calculan para la radiación fotosintética activa. En los estudios en lagos de Morris *et al.* se obtienen mediciones de μ entre 0.1 y 40 m^{-1} .

Por su parte Pelletier y Chapra (2006) establecen que el coeficiente de extinción puede calcularse en función de la concentración de sólidos suspendidos inorgánicos m_i [mgD L^{-1}]; la concentración de detritos m_o [mgD L^{-1}]; la concentración de fitoplancton α_p [mgA m^{-3}]; la concentración de algas en el fondo a_b , el espesor de la capa de sedimentos H_i ; y el coeficiente base que tiene en cuenta la extinción debida al agua y el color k_{eb} [m^{-1}]. En la Ecuación [8] se presenta la relación entre k_e y las variables en mención, y en la Tabla A1- 10 se presentan los valores sugeridos de los coeficientes para el cálculo de k_e .

$$k_e = k_{eb} + \alpha_i m_i + \alpha_o m_o + \alpha_p a_p + \alpha_{pn} a_p^{2/3} + \alpha_{mac} a_b / H_i \quad [8]$$

donde α_i , α_o , α_p , α_{pn} y α_{mac} son constantes que tienen en cuenta los impactos de los sólidos inorgánicos suspendidos [$\text{L mgD}^{-1} \text{m}^{-1}$], materia orgánica particulada [$\text{L mgD}^{-1} \text{m}^{-1}$], clorofila [$\text{L } \mu\text{gA}^{-1} \text{m}^{-1}$ y $(\text{L } \mu\text{gA}^{-1})^{2/3} \text{m}^{-1}$], y macrófitas [$\text{m}^3 \text{gD}^{-1} \text{m}^{-1}$], respectivamente. Las demás variables han sido definidas anteriormente.

Tabla A1- 10. Valores sugeridos para los coeficientes de extinción de luz (Pelletier y Chapra, 2006).

Coefficiente	Valor	Referencia
α_i	0.052	Di Toro (1978)
α_o	0.174	Di Toro (1978)
α_p	0.0088	Riley (1956)
α_{pn}	0.054	Riley (1956)
α_{mac}	0.01	Ikusima, 1970 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)
α_{mac}	0.006	Titus and Adams, 1979 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)
α_{mac}	0.013 a 0.019	Titus and Adams, 1979 (<i>Vallisneria americana</i>)
α_{mac}	0.024	Van der Bijl <i>et al.</i> , 1989 (<i>Potamogeton pectinatus</i>)

Bowie *et al.* (1985), Wilkinson *et al.* (1995), Chapra (1997), Pelletier y Chapra (2006) establecen de acuerdo con los estudios independientes en 1978 de Mancini, y de Chamberlin y Mitchell, que si las celdas de bacterias se encuentran uniformemente distribuidas con la profundidad, *i.e.* la columna de agua está verticalmente mezclada, es posible calcular la intensidad de la radiación solar promedio en la columna de agua \bar{I} a partir de la siguiente expresión:

$$\bar{I} = I_0 \left(\frac{1 - e^{-k_e H}}{k_e H} \right) \quad [9]$$

donde I_0 es la intensidad de la radiación solar en la superficie, H es la profundidad de la lámina de agua y k_e se definió con anterioridad.



Wilkinson *et al.* (1995) establecen que los estudios de Pommepuyet *et al.* en 1992 comprueban una relación entre la materia suspendida SM y el coeficiente de extinción dada por la relación:

$$k_e = 0.22SM^{0.78} \quad [10]$$

En agua fresca el 73% de la atenuación de la luz es debida a la materia suspendida. La materia orgánica disuelta también contribuye a este efecto (Wilkinson *et al.*, 1995).

A manera de referencia vale la pena considerar los estudios de Martins *et al.* (2001) en los que se determinan el coeficiente de extinción de luz en el hábitat pantanoso del Estuario Montego (7 Km de longitud y área de aproximadamente 1072 ha), localizado en la costa Atlántica de Portugal, el cual es alimentado por el río Pranto. Los resultados permiten concluir que el coeficiente de extinción para la radiación de luz solar promedio es de 5.59 m^{-1} para otoño (precipitación acumulada de 75.8 mm), mientras que para invierno, primavera y verano (precipitación acumulada de 0, 40.8 y 0 mm, respectivamente) el coeficiente promedio es de 1.55, 1.99 y 1.92 m^{-1} , respectivamente. Estos autores sugieren que los coeficientes de extinción más altos se obtienen cuando el caudal se incrementa, lo cual se debe al efecto significativo de la resuspensión de sólidos en suspensión en los sedimentos.

Adicionalmente, Martins *et al.* (2001) sugieren que el incremento en los coeficientes de extinción debidos a turbidez alta en la columna de agua contribuye a la disminución de la cantidad de luz disponible para la fotosíntesis. Adicionalmente, indican que la cantidad de materia en suspensión en la columna de agua influenciará las tasas de fotosíntesis durante las horas de marea altas, y como resultado, el crecimiento de macro algas será por supuesto más baja en cualquier momento que la velocidad del flujo de agua sea más alta.

La tasa de decaimiento de organismos patógenos debido a los efectos de la radiación solar puede calcularse como (Bowie *et al.* 1985; Chapra, 1997; Pelletier y Chapra, 2006):

$$k_{bt} = \alpha I \quad [11]$$

donde α es una constante de proporcionalidad. Es importante resaltar que la tasa de decaimiento debida a los efectos de la radiación solar depende de factores como la latitud del sitio de medición, el día del año, y las condiciones atmosféricas específicas, *i.e.* el porcentaje de cobertura de nubes, el porcentaje de sombra y los efectos de la contaminación. En la Tabla A1- 11 se presentan valores típicos de α , y en la Figura A1- 3 se presentan los resultados de varias investigaciones relacionadas con el decaimiento de bacterias coliformes fecales debido a la intensidad de la radiación solar. Puede inferirse que las tasas de decaimiento por radiación solar tienden a ser más altas en las

corrientes superficiales naturales que en lagos de agua fresca y lagunas de aguas residuales, más no así en el agua de mar.

Tabla A1- 11. Comparación de valores estimados para α (Adaptado de Bowie *et al.*, 1985, basado en Chamberlin y Mitchell, 1978).

Organismo	Estudio ¹	α [$\text{cm}^2 \cdot \text{cal}^{-1}$]	Referencia
Grupo coliforme	14 estudios de campo		Gameson and Gould (1975)
	Promedio	0.481	
	Percentil 5	0.163	
	Percentil 95	1.25	
	24 estudios de campo		Foxworthy and Kneeling (1969)
	Promedio	0.168	
	Percentil 5	0.068	
	Percentil 95	0.352	
	61 estudios de laboratorio		Gameson and Gould (1975)
	Promedio	0.136	
	Percentil 5	0.062	
	Percentil 95	0.244	
	Estimado a partir de experimentos de campo en AR	0.18 at $I = 1.0 \text{ cal/cm}^2 \text{ hr}$ 0.07 at $I = 0.1 \text{ cal/cm}^2 \text{ hr}$	Bellair <i>et al.</i> (1977)
Coliformes totales	22 estudios de cámara en AF		Lantrip (1982)
	Promedio	0.004	
	Mínimo	0.000	
	Máximo	0.013	
<i>Escherichia coli</i>	4 estudios de campo		Gameson and Gould (1975)
	Promedio	0.362	
	Mínimo	0.321	
	Máximo	0.385	
	4 estudios de laboratorio		Gameson and Gould (1975)
Promedio	0.354		

¹ AR = agua residual; AF = agua fresca.

6.4. Efecto combinado: temperatura-radiación solar

Siguiendo a Bowie *et al.* (1985), en los estudios de Lantrip en 1983 se presentan modelos dependientes de la temperatura y la luz, basados en una serie de estudios de cámara realizados en agua fresca para caracterizar el decaimiento de CT, CF y EF. Tres modelos fueron propuestos, todos con la misma estructura:

$$k' = k_{d,20} \theta^{T-20} + \alpha \bar{I} \quad [1]$$

donde k' es la tasa de decaimiento de bacterias considerando los efectos de temperatura y radiación solar; $k_{d,20}$ es la tasa de decaimiento en la oscuridad a 20°C; θ es el coeficiente para la corrección por efectos de la temperatura; y las demás variables se han definido con anterioridad. Los



coeficientes y las desviaciones estándar asociadas para los tres modelos se determinaron por medio de métodos de regresión no lineal. En la Tabla A1- 12 se presentan los valores obtenidos de estos coeficientes.

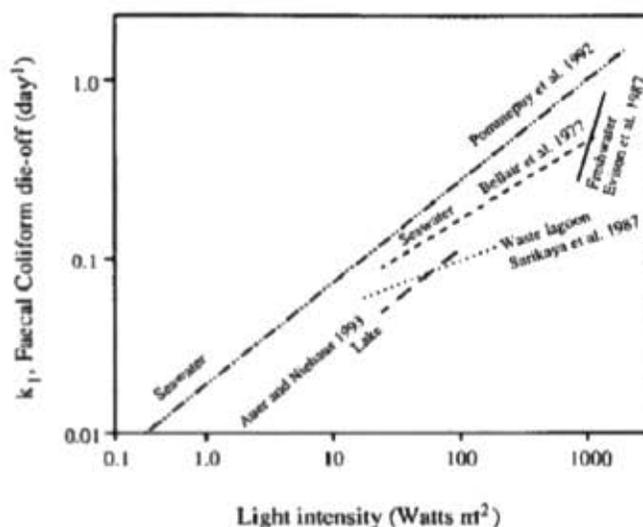


Figura A1- 3. Regresiones obtenidas de varios estudios para la tasa de decaimiento de bacterias coliformes fecales en función de la intensidad de la luz (Wilkinson *et al.*, 1995).

Tabla A1- 12. Parámetros estimados por Lantrip en 1983 para los modelos multi-factor para el decaimiento de bacterias. (Adaptado de Bowic *et al.*, 1985).

Indicador	n	Error estándar de la regresión	$k_{d,0}$ [d ⁻¹]	θ	α [cm ² cal ⁻¹]
CT estimado	38	0.362	0.722	1.089	0.0022
Error estándar			0.106	0.021	0.0007
CF estimado	41	0.480	0.732	1.098	0.0038
Error estándar			0.137	0.028	0.0008
EF estimado	38	0.439	0.706	1.086	0.0050
Error estándar			0.120	0.023	0.0008

7. Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución de organismos patógenos

Básicamente existen dos mecanismos de transporte de bacterias en corrientes superficiales: el almacenamiento temporal de bacterias almacenadas en el lecho del canal y el movimiento de los organismos suspendidos en el flujo. La sedimentación, almacenamiento y la subsecuente resuspensión de organismos son algunos de los procesos más importantes en el transporte de bacterias coliformes (Wilkinson *et al.*, 1995). Los estudios de Van Donsel y Geldreich en 1971, Matson *et al.* en 1978 y Stephenson y Rychert en 1982 (Wilkinson *et al.*, 1995) concluyen que las densidades de las colonias de *E. coli* en el fondo del lecho de la corriente pueden ser hasta 1000

veces mayores que en la columna de agua. Este resultado lo confirman el estudio de Buckley *et al.* (1998) realizado en los lechos y columnas de agua de los estanques de una reserva de bosque subtropical en Queensland, Australia. Las concentraciones de bacterias (*Citrobacter*, *E. coli*, *Enterobacter*, *klebsiella sp.*, *int al.*) en los sedimentos del lecho reportadas son aproximadamente 1000 veces mayores que en la columna de agua (i.c. del 95%, 750-1500x). De aquí, los resultados de estas investigaciones ponen de manifiesto la relevancia de considerar estos procesos en la modelación del decaimiento de CT y *E. coli*.

7.1. Proceso de sedimentación

El proceso de sedimentación de las bacterias coliformes fecales se rige por los factores que intervienen para aumentar el potencial de sedimentación, la adherencia de partículas y la formación de flóculos o conglomerados. Estos factores tienden a incrementar las tasas de sedimentación y por ende la remoción de organismos patógenos de la columna de agua (Wilkinson *et al.*, 1995).

Estudios efectuados por Matson *et al.* en 1978 para medir aguas arriba y aguas abajo de una descarga de un efluente de alcantarillado la relación entre la concentración de bacterias en la columna de agua y en el lecho, revelan que aguas arriba de la descarga la relación estadística entre la concentración de bacterias en la columna de agua y en el lecho es lineal, *i.e.* se encuentran en equilibrio. Caso contrario hacia aguas abajo de la descarga ya que se encontró que la concentración de bacterias era mayor en los sedimentos. Esfuerzos limitados en la modelación han conducido al estudio dinámico y explícito del impacto de los sedimentos en el transporte de las bacterias fecales (Bai y Lung, 2005).

Un importante estudio (Bai y Lung, 2005) aplica un marco de modelación basado en el modelo del Código Ambiental de la Dinámica de Fluidos (EFDC, del inglés *Environmental Fluid Dynamics Code*) que permite modelar explícitamente tanto las bacterias fecales libres en suspensión como las asociadas a las partículas. Dentro del modelo se incorpora una relación lineal de adsorción para obtener una concentración de sedimentos que depende de la relación de adherencia. Los flux de depositación y resuspensión de bacterias fecales a través de la interface lecho-sedimento pueden ser calculados al acoplar los flux de depositación y resuspensión de los sedimentos.

Estos autores utilizan el modelo para investigar el impacto de los sedimentos bajo diversas condiciones, considerando que las contribuciones de bacterias fecales de los sedimentos del lecho y de la escorrentía pueden ser modeladas separadamente y explícitamente. Definen como parámetros la velocidad de sedimentación, el esfuerzo cortante crítico asociado con las propiedades de los sedimentos, las cuales son específicas del sitio y varían considerablemente. Por simplicidad,



parametrizan idénticamente las propiedades de los sedimentos y los parámetros para todos los escenarios de prueba.

Los valores de los parámetros definidos por Bai y Lung (2005) en su modelo fueron seleccionados con base en varios estudios de transporte de sedimentos. La velocidad de sedimentación la establecen en $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ($8.64 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$); el esfuerzo cortante crítico para la resuspensión lo establecen en $0.4 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$; la porosidad definida es de 0.5; y el peso específico de los sedimentos del lecho se establece en 2.5.

Rauter *et al.* (2005) estudian el transporte y transformación de materia orgánica particulada en corrientes receptoras de descargas de aguas residuales. El sitio de estudio es un tramo de 660 m de longitud del río de quinto orden Kleine Erlauf (Gresten, Austria), el cual presenta un caudal anual promedio de $250 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. El canal de la corriente se caracteriza por la secuencia de rápidos y piscinas con una serie de cascadas artificiales, ancho promedio de 5 m y pendiente longitudinal del fondo de 0.003. El tamaño medio de las partículas es de $71 \mu\text{m}$ (mínimo $4 \mu\text{m}$, máximo $650 \mu\text{m}$). Los experimentos del estudio fueron realizados en condiciones de flujo base (entre 70 y $90 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ para el verano del 2003). Los experimentos consistían en inyectar dentro de la cabecera de la corriente materia orgánica particulada fluorescente y monitorear el transporte y destino hacia aguas abajo. Los resultados establecen velocidades de sedimentación de $12.10 \pm 2.59 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. En la Tabla A1- 13 se resumen los resultados.

Adicionalmente, otros autores reportan los valores medios para la velocidad de sedimentación de sedimentos limosos en las desembocaduras de ríos en el mar, estuarios y bahías. Las velocidades de sedimentación promedio para las cargas de limo se encuentran variando entre $0.6 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ y $27 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. En la

Tabla A1- 14 se presentan las velocidades de sedimentación medias relacionadas con el porcentaje de lodo limoso de la corriente y la pendiente longitudinal del canal. Todos las regresiones son significativas ($p < 0.05$) (Kamp-Nielsen *et al.*, 2002).

Tabla A1- 13. Variables para el transporte de SDPOM determinadas a partir de tres ensayos. (Adaptado de Rauter *et al.*, 2005).

Ensayo	Distancia de transporte [m]	Velocidad de sedimentación [m·d ⁻¹]
1	131	12.10
2	171	9.50
3	178	14.69

Tabla A1- 14. Velocidades de sedimentación media para los sitios de estudio (Adaptado de Kamp-Nielsen *et al.*, 2002).

Sitio, río	% Lodo	Pendiente longitudinal [%]	R ²	Velocidad de sedimentación media [m d ⁻¹]
El Nido, Manlag	71	0.046	0.96	27.0
El Nido, Danet	88	0.050	0.98	8.2
Bolinao, Alaminos	87	0.060	0.95	0.6
Bolinao, Bani	75	0.049	0.89	13.3
Pak Phanang, Pak Phanang	89	0.034	0.70	12.1
Trang, Trang	83	0.048	0.86	9.1
Trang, Palian	95	0.042	0.82	5.0

7.2. Concentración de sólidos suspendidos

Siguiendo a Chapra (1997) la concentración de sólidos suspendidos en aguas naturales está relacionada con el peso seco de las partículas. Las concentraciones varían ampliamente desde valores bajos de 1 mg/l para aguas extremadamente claras hasta valores superiores a 100 mg/l para aguas con alta turbiedad.

Schild y Prochnow (2001), al estudiar la dinámica de los sedimentos totales en suspensión en ríos eutroficados, señalan que ésta se encuentra asociada en gran medida no solamente con los procesos hidráulicos (e.g. flujo turbulento, depositación, resuspensión) sino además con los procesos biológicos (e.g. producción primaria, pérdidas metabólicas, descomposición y aglomeración). La simulación de la tendencia de la concentración de sólidos suspendidos durante 3 años en una exclusiva altamente monitoreada del Río Spree cerca a Berin (Alemania), demuestra que la producción primaria así como el régimen hidráulico influyen en gran medida sobre las propiedades medias de las partículas y por consiguiente sobre la velocidad media de sedimentación de las partículas en suspensión. Adicionalmente, ambas (producción primaria y régimen hidráulico) regulan la existencia y disponibilidad de los sedimentos resuspendibles en el lecho del río.

Schild y Prochnow (2001) señalan que en grandes ríos oligotróficos con altos caudales los procesos hidráulicos son dominantes, mientras que en ríos altamente eutroficados con bajas velocidades de flujo es de esperarse un fuerte dominio de los procesos biológicos.

En la actualidad existen muchos experimentos e investigaciones teóricas para evaluar los mecanismos hidráulicos, principalmente en el campo de la ingeniería civil, e.g. los realizados por Van Rijn y Rodi en la década de los noventa. En estos estudios se encontró que los procesos de resuspensión y por depositación son los más relevantes ya que rigen la dinámica de los sólidos en suspensión en ríos y canales de laboratorio con lechos de arena o grava y materia en suspensión de tamaño y densidades relativamente bien definidas. Se concluye que los procesos en mención están



controlados principalmente por la morfología del cauce, la velocidad del flujo, los esfuerzos contantes y la turbulencia del flujo resultante (Schild y Prochnow, 2001).

Dada la importancia del transporte de sedimentos en corrientes naturales en la modelación de la calidad del agua, se recomienda la revisión del estudio Clavijo (2002). En este se presentan las formas de transporte de sedimentos, las ecuaciones para cargas de lecho de fondo, en suspensión y totales de lecho. Adicionalmente se definen elementos de modelación de la calidad del agua, especialmente relacionados con la definición de modelos de transporte de sedimentos que consideran los mecanismos de advección y dispersión en corrientes naturales, así como las interacciones entre el flujo y los sedimentos. El resultado final del estudio es la definición, calibración y análisis de bondad de ajuste de modelos de una zona y de dos zonas basados en las ecuaciones de balance para la carga suspendida y la carga de lecho de fondo. La aplicación de los modelos propuestos se hace con datos experimentales del río Bogotá.

Adicional al estudio de Clavijo, Manrique (2007) propone una extensión tanto del modelo ADE (*Advection Dispersion Equation*, Rutherford, 1994), como del modelo ADZ para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión. Los modelos matemáticos se calibran y validan con datos de campo de los ríos de montaña de los Andes colombianos: Teusacá y Subachoque. Los parámetros de calibración del modelo de transporte de sólidos totales en suspensión son la: 1) la porosidad de los sedimentos del fondo del canal (Φ); 2) la velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión (V_s); 3) la velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos del fondo (V_r). Los resultados a partir de la calibración del modelo ADZ para los subtramos de estudio del río Subachoque permiten establecer valores promedios para Φ de 0.892, V_s de 0.651 y V_r de 3.84×10^{-4} (Tabla A1- 15).

Tabla A1- 15. Parámetros de calibración para el modelo ADZ extendido para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión en subtramos del río Subachoque. Φ = porosidad de los sedimentos del fondo del canal, V_s = velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión; V_r = velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos del fondo (Adaptado de: Manrique, 2007).

Sitio, río	Subtramo	Campaña	Φ	V_s [m d ⁻¹]	V_r [m d ⁻¹]
Subachoque	1	1	0.885	0.484	1.56E-06
		2	0.940	1.192	5.36E-06
		3	0.921	1.227	3.20E-06
	2	1	0.870	3.888	4.32E-06
		2	0.923	3.46E-05	1.56E-04
		3	0.887	1.037	6.22E-06
	3	1	0.870	3.46E-04	6.05E-04
		2	0.860	0.994	5.62E-06
		3	0.869	4.92E-05	7.52E-04
	4	1	0.890	3.89E-05	9.94E-04
		2	0.942	0.622	1.90E-06
		3	0.901	0.320	6.22E-06
	5	1	0.870	7.26E-06	1.73E-03

Sitio, río	Subtramo	Campaña	Φ	V_s [m d ⁻¹]	V_r [m d ⁻¹]
		2	0.879	1.73E-07	4.58E-04
		3	0.867	1.90E-06	1.04E-03
		Promedio	0.892	0.651	3.84E-04

7.3. Coeficiente de partición y fracción de bacterias adheridas a las partículas

Para modelar las bacterias fecales en macro-escala, el proceso de absorción (en inglés “sorption”) Bai y Lung (2005) lo consideran como un proceso de adsorción (en inglés “adsorption”) lineal reversible como lo sugiere Chapra (1997). Jamieson *et al.* (2005) asumen adsorción irreversible para modelar la pérdida de *E. coli* por sedimentación bajo condiciones de flujo permanente con el argumento de que los mecanismos de adherencia pueden ser dominantes para la adsorción de bacterias mediante fuertes corrientes de agua dulce de potencia iónica baja. Sin embargo según Bai y Lung (2005) otros estudios realizados en aguas subterráneas muestran que la adsorción lineal reversible es una mejor representación de la adherencia de bacterias fecales a las partículas de los sedimentos.

Con la suposición de la adsorción lineal, la fracción de bacterias fecales asociadas a los sedimentos y libres en suspensión puede ser calculada tanto en la columna del agua y en el lecho de sedimentos a partir de las ecuaciones descritas a continuación (Chapra, 1997):

$$F_w = \frac{1}{1 + k_d m} \quad [2]$$

$$F_p = \frac{k_d m}{1 + k_d m} \quad [3]$$

donde F_w es la fracción de bacterias fecales libres en suspensión en la columna de agua, F_p es la fracción de bacterias fecales asociadas a los sedimentos, k_d es el coeficiente de partición [L/mg], m es la concentración de sólidos suspendidos en la columna de agua [mg/l].

En el lecho de sólidos en suspensión, la fracción de bacterias fecales libres en suspensión se calcula como:

$$F_f = \frac{1}{1 + K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}} \quad [4]$$

$$F_p = \frac{K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}}{1 + K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}} \quad [5]$$

donde β_B es la densidad específica de los sedimentos del lecho [mg/l] y ϵ es la porosidad del sedimento.



Bai y Lung (2005) y Chapra (1997) establecen que el *flux* de depositación fecal es únicamente calculado para la parte asociada a las partículas cuando el esfuerzo cortante es menor que el esfuerzo cortante crítico para la depositación. Si el esfuerzo cortante en el fondo es mayor que el esfuerzo de corte crítico para la resuspensión, el *flux* de resuspensión es calculado para las bacterias fecales totales ya que ambas las bacterias fecales asociadas a las partículas libres son resuspendidas cuando el lecho de sedimentos es erodado. Consideran parámetros como la velocidad de sedimentación, los esfuerzos de corte críticos y propiedades relacionadas con los sedimentos, las cuales son específicas del sitio y varían considerablemente. Los valores fueron seleccionados de varios estudios relacionados con transporte de sedimentos.

Los valores del coeficiente de partición k_d reportados en la literatura son únicamente para bacterias en aguas subterráneas con una magnitud de 10^4 a 10^6 L/mg (Bai y Lung, 2005; Gantzer *et al.*, 2001; Lindqvist and Enfield, 1992; Reddy and Ford, 1996). De acuerdo con el estudio de Mahler *et al.* (2000) es de esperar que el coeficiente de partición en la columna de agua sea mucho mayor que el rango en mención (Bai y Lung, 2005). En el estudio de Bai y Lung (2005) establecen un valor de k_d de 0.01 L/mg para obtener una relación de adherencia alrededor del 70% cuando la concentración de sedimentos en la columna de agua alcanza 200 mg/l.

Con fines de identificar el impacto de la sedimentación en la concentración de bacterias fecales, en el estudio de Bai y Lung (2005), se considera que el proceso de sedimentación es un mecanismo de transporte en agua estancada de las partículas de sedimentos y las bacterias presentes. Para representar este fenómeno en este estudio se asume una condición estática de la columna de agua con una densidad inicial de bacterias 10,000 unidades por litro en la columna de agua y de cero en el lecho de sedimentos. La concentración inicial de sedimentos en la columna de agua se establece en 100 mg L^{-1} , en donde la concentración inicial de las bacterias se modela decreciendo con la concentración de sedimentos. La relación inicial de las bacterias fecales adheridas a las bacterias fecales totales es igual a 0.50, y se establece que la relación disminuye a medida que la concentración de sedimentos en la columna de agua disminuye. En un estado final después de que la concentración de sedimentos suspendidos alcanza valores bajos, la concentración de bacterias permanece en un nivel constante. Los resultados se ilustran en la Figura A1- 4 donde las concentraciones de sedimentos y bacterias están normalizadas entre 0 y 1. La sedimentación de sólidos suspendidos causan un 50% de reducción de bacterias fecales en la columna de agua, lo cual concuerda con las observaciones hechas por Waksman y Vartiovaara (1938) y Weiss (1951) según lo reportan Milne *et al.* (1986). Este modelo representa satisfactoriamente de manera simple el mecanismo de transporte de bacterias.

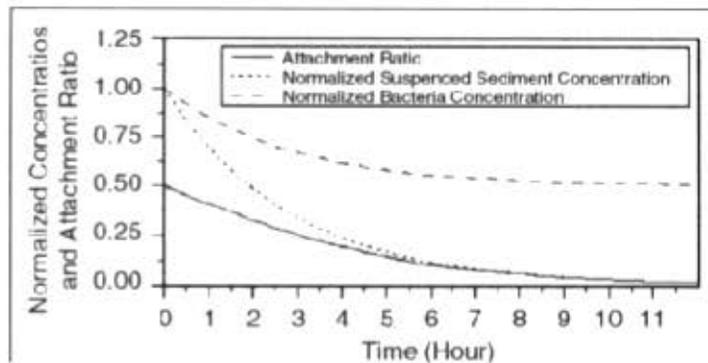


Figura A1- 4. Impacto del asentamiento de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua.

Con relación al impacto del proceso de resuspensión en el transporte y destino de bacterias fecales Bai y Lung (2005) consideran que cuando el fondo de sedimentos es erodado cuando el esfuerzo cortante es suficiente y por tanto las bacterias y los sedimentos son resuspendidos en la columna de agua. Con el fin de determinar el efecto de la resuspensión simulan dos escenarios de bacterias fecales en corrientes bajo condiciones de lavado “fuerte” y “débil”. Para esto se definió una concentración inicial de bacterias de 0 unidades por litro en la columna de agua y de 10000 unidades por litro en el lecho de sedimentos. El flujo generado tiene la capacidad de resuspender los sedimentos del fondo.

En la Figura A1- 5 y en la Figura A1- 6 se ilustran los resultados de los dos escenarios de flujo. En ambos escenarios la concentración de las bacterias fecales aumenta rápidamente en la misma medida que lo hace la resuspensión de sedimentos. La diferencia entre los dos escenarios radica en la recesión de las bacterias fecales ya que las concentraciones de bacterias decrecen a la misma tasa que los sedimentos suspendidos en el escenario de lavado “fuerte”. El decrecimiento de la tasa de adherencia debido al descenso de las concentraciones de sedimentos en suspensión no reduce la tasa de remoción de bacterias fecales en el área de modelación lo que indica que el principal mecanismo de transporte es la advección horizontal. El impacto del proceso de adsorción en la columna de agua es mínimo ya que tanto las bacterias fecales libres y adheridas se remueven rápidamente. En el escenario de lavado “débil”, las bacterias fecales permanecen en la columna de agua mucho más que los sedimentos en suspensión. El transporte de bacterias fecales depende de los sedimentos suspendidos después de que la concentración de sedimentos se reduce a 0 (Bai y Lung, 2005).

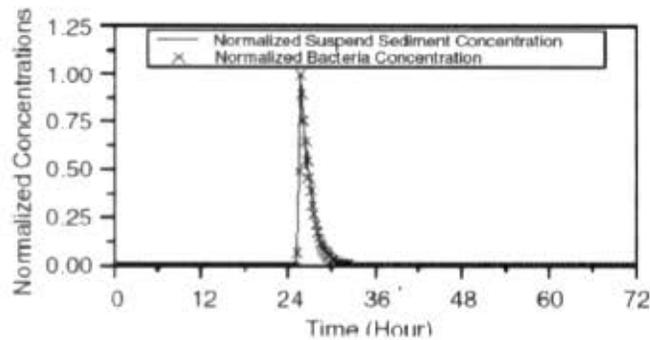


Figura A1- 5. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado "fuerte" en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).

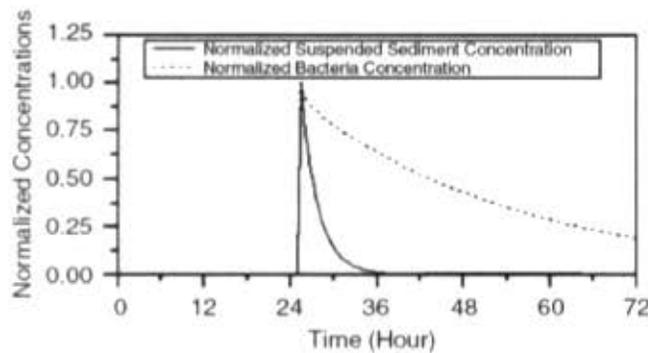


Figura A1- 6. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado "débil" en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).

Otro estudio que vale la pena resaltar es el realizado por Jamieson *et al.* (2005). Se desarrolló un procedimiento experimental para simular la resuspensión de la carga de bacterias en los sedimentos de fondo en corrientes aluviales de bajos caudales durante condiciones de flujo permanente. Los experimentos se realizaron utilizando una cadena de *Escherichia coli* resistente al ácido nalidixico (*E. coli* NAR). Esta cadena de *E. coli* la provee el Ministerio de Medio Ambiente de Ontario, y sirve de trazador al no ser patogénica, no encontrarse en la naturaleza con facilidad, tener características similares a otras cadenas de *E. coli*, y su aplicabilidad en el estudio del transporte y persistencia de bacterias entéricas en ambientes subsuperficiales (Jamieson *et al.*, 2005).

Los experimentos se realizaron en dos corrientes tributarias de la cuenca del río *Grand River* de Ontario, la corriente *Canagagigue Creek* y el río *Speed River*. Durante cada experimento se inyectó una mezcla de agua de la corriente, sedimento gradado uniformemente y *E. coli* NAR en un tramo relativamente recto y uniforme de 100 a 150 m de largo caracterizado por la presencia de piscinas y rápidos. La pendiente superficial del agua de la corriente *Canagagigue Creek* y del río *Speed River* es de 0.6% y 0.5%, respectivamente. El transporte de los sedimentos y de *E. coli* NAR se monitoreó hacia aguas abajo del sitio de inyección. En la Tabla A1- 16 se presentan las características

hidráulicas y los parámetros medidos de los experimentos con trazadores realizados por Jamieson *et al.* (2005) considerando dos diferentes tamaños de sedimentos: 45-75 μm y 75-125 μm . Los sedimentos presentaban pH de 7.5 y contenido de materia orgánica del 8%. Los resultados obtenidos permiten establecer que valores de la fracción de partición F variando entre 0.2 y 0.44, con mayor adsorción en las partículas de menor tamaño. El modelo empleado para representar el transporte y distribución de los sólidos totales en suspensión SST y de $E. coli$ NAR fue la Ecuación de Advección-Dispersión. Los parámetros de calibración fueron la velocidad de sedimentación de los sedimentos v_s , el coeficiente de dispersión de los sólidos en suspensión D_{SS} , y el coeficiente de dispersión para el transporte de $E. coli$ NAR D_{EC} . En la Tabla A1- 17 se presentan los resultados de calibración. En general se tiene buena correlación entre las concentraciones de $E. coli$ NAR observadas y simuladas utilizando el modelo ADE y las determinaciones experimentales de las fracciones de partición. En la Figura A1- 7 se presentan algunos ejemplos con los resultados del experimento.

Tabla A1- 16. Características hidráulicas y parámetros experimentales medidos con experimentos de trazadores de $E. coli$ NAR (Jamieson *et al.*, 2005).

	Canagagigue creek		Speed river	
	45-75 μm	75-125 μm	45-75 μm	75-125 μm
Profundidad promedio [m]	0.2	0.27	0.23	0.15
Velocidad promedio [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	0.12	0.12	0.18	0.07
Caudal del río [$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$]	0.12	0.13	0.38	0.1
$E. coli$ NAR* [UFC]	2.0×10^8	4.3×10^9	2.6×10^8	1.2×10^8
Fracción de partición	0.34 (3.4) ^b	0.20 (1.6)	0.44 (5.2)	0.27 (2.8)
SST [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	25	30	25	20

Tabla A1- 17. Coeficientes de dispersión calibrados y velocidades netas de sedimentación obtenidos a través de experimentos trazadores de $E. coli$ NAR (Jamieson *et al.*, 2005).

	Canagagigue creek		Speed river	
	45-75 μm	75-125 μm	45-75 μm	75-125 μm
D_{EC} [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$]	0.4	0.5	1.3	0.4
D_{SS} [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$]	0.06	0.06	0.2	0.06
v_s [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	0.00005	0.0001	0.00002	0.0003

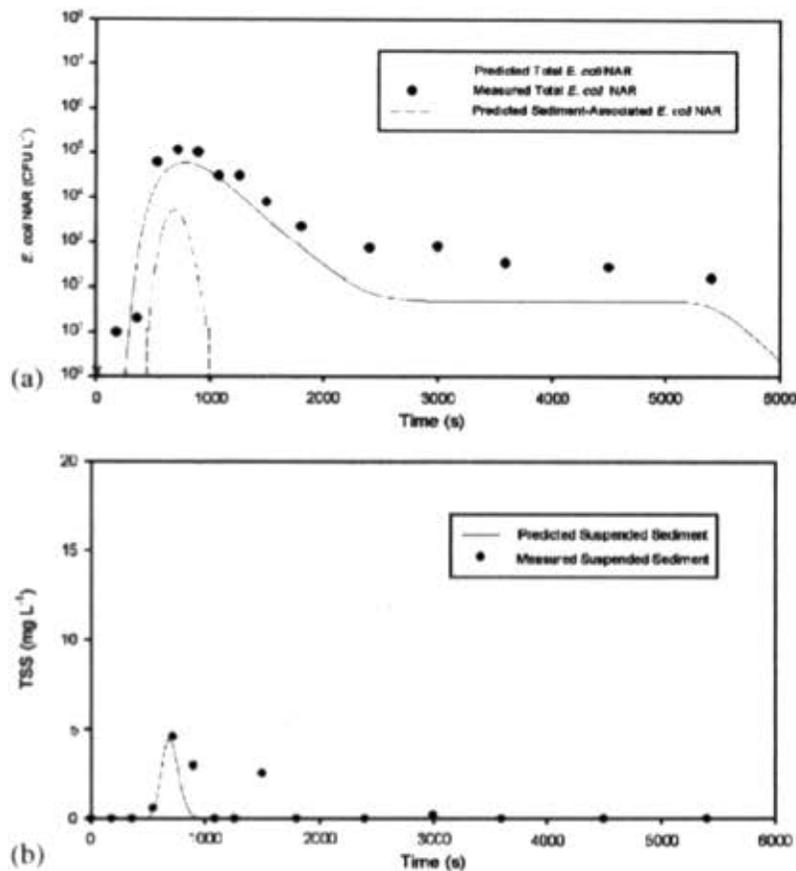


Figura A1- 7. Distribución temporal de los datos modelados y medidos: (a) concentraciones de *E. coli* NAR, y (b) concentraciones de SST para la quebrada Canagagiguc Creek (75-125 μm) 110 m aguas abajo del punto de inyección. *E. coli* NAR total se refiere a la concentración de *E. coli* NAR flotante libre + la concentración de los sedimentos asociados.

8. Modelos de transporte y decaimiento de organismos patógenos

Es importante tener presente que el sistema a modelar es un conjunto de elementos y procesos con una complejidad tal que resultaría casi imposible de representar matemáticamente por completo de no ser por la aplicación de representaciones simples, suposiciones y limitaciones, discretizaciones y demás mecanismos que permiten reducir el número de procesos y variables contempladas en la modelación. Para ilustrar esto, se presenta en la Figura A1- 8 (Haydon y Delectic, 2006) los procesos de transporte y acumulación de organismos patógenos analizando el sistema en un nivel de cuenca. Como procesos superficiales se tiene los aportes directos de materia fecal en la superficie, los procesos de dispersión y transporte por medio de la precipitación y la escorrentía superficial, los depósitos y pérdidas directas en la superficie de la corriente, los procesos de dispersión y transporte en la corriente. A nivel subsuperficial se tienen como procesos de infiltración, adiciones carga contaminante desde pozo sépticos y pérdidas debidas al transporte subsuperficial. En



Los modelos en mención se basan fundamentalmente en el modelo de transporte de solutos de Advección-Dispersión (ADE, *e.g.* Rutherford, 1994).

Dentro de los modelos revisados los que representa de manera más completa el decaimiento de organismos patógenos son los modelos QUAL2E (Brown y Barnwell, 1987) y MIKE 11 (DHI, 2008), en el sentido de que acoplan un modelo para las variables atmosféricas y meteorológicas, y consideran el transporte de sólidos suspendidos totales. La ventaja de QUAL2E sobre MIKE 11 es que representa adecuadamente condiciones anóxicas en la corriente.

8.1. Modelación de organismos patógenos en QUAL2Kw

El modelo QUAL2Kw (Pelletier y Chapra, 2006), última versión del modelo QUAL2E, modela el decaimiento de organismos patógenos considerando que la muerte de patógenos se debe a un decaimiento natural y la radiación solar (Chapra, 1997). La muerte de patógenos en la ausencia de luz se modela como un decaimiento de primer orden en función de la temperatura y de una tasa de decaimiento debido a la radiación solar que se basa en la ley de Beer-Lambert:

$$k_{b1} = k_{dx} + \alpha_{path} \frac{I(0)/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) \quad [6]$$

donde $k_{dx}(T)$ es la tasa de decaimiento de patógenos debido a los efectos de la temperatura [d^{-1}], α_{path} es la constante para el decaimiento inducido por los efectos de la radiación solar [$d^{-1} \cdot ly \cdot h^{-1}$]. α_{path} puede considerarse aproximadamente igual a 1 (Thoman y Mueller, 1987). $I(0)$ es la radiación solar en la superficie del agua [$cal \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1} = ly \cdot d^{-1}$], k_e es el coeficiente de extinción de luz [m^{-1}] y H es la profundidad del agua.

La tasa de decaimiento de organismos patógenos debido a la sedimentación es:

$$k_{bs} = \frac{v_x}{H} \quad [7]$$

donde v_x es la velocidad de sedimentación de patógenos [$m \cdot d^{-1}$]. En general QUAL2Kw estima la concentración de organismos patógenos S_x como:

$$S_x = - \left(k_{dx}(T) + \alpha_{path} \frac{I(0)/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) + \frac{v_x}{H} \right) x \quad [8]$$

El coeficiente de extinción se relaciona con las variables del modelo mediante la Ecuación [8].

8.2. Modelación de organismos patógenos en MIKE

El modelo hidrodinámico Mike 11 desarrollado por el Instituto Danés de Hidráulica (DHI, 2008) es un modelo unidimensional de hidrodinámica completa que puede aplicarse en el estudio de la dinámica de ríos y de calidad del agua. Incluye módulos que pueden ser adicionados para simular

los procesos de advección y dispersión, el transporte de sedimentos, el proceso de eutroficación, los procesos lluvia – escorrentía y la calidad del agua. El módulo de calidad del agua permite la modelación de DBO, oxígeno disuelto y *E. coli*, aunque no incluye los ciclos completos de oxígeno o nitrógeno (Cox, 2003; Irvine, *et al.*, 2005).

El modelo hace parte de un conjunto de programas comercializados por el propio DHI y otros consultores del Reino Unido y Europa. El modelo ha sido desarrollado a partir del sistema 11 del DHI publicado originalmente en 1972 y permite simular la dinámica de los movimientos del agua en un río o corriente natural y en estuarios. MIKE-11 ha sido usado ampliamente como un modelo hidráulico para la protección contra inundaciones y como un modelo de calidad del agua como parte de la metodología para la Administración de la Polución Urbana, la cual es utilizada para evaluar el impacto de descargas intermitentes sobre ríos y estuarios. Gracias a que es un modelo que contempla una hidrodinámica completa es capaz de modelar secciones de ríos bajo la interacción de las mareas así como en aplicaciones de agua dulce (Cox, 2003).

El transporte de solutos en el modelo es simulado por medio del módulo de advección – dispersión que resuelve la misma ecuación unidimensional de conservación de masa como en QUAL2E, sin embargo MIKE-11 provee una solución dinámica. Adicionalmente este módulo permite simular decaimientos de primer orden para los determinantes.

Las versiones 11, 21 y 3 de MIKE en su módulo de calidad del agua ECO Lab metodológicamente define dos grupos de coliformes: coliformes totales y coliformes fecales. El decaimiento de las bacterias entéricas se modela como una reacción de primer orden de acuerdo con las consideraciones de Crane y Moore (1986), sin embargo DHI (2008b) señala que la tasa de decaimiento es altamente variable debido a la interacción de los factores ambientales y afirma que de acuerdo con los resultados de Mancini (1978) los principales factores son la radiación solar, la temperatura y la salinidad. De aquí que se defina la tasa de mortalidad de bacterias coliformes (total o fecal) se expresa de acuerdo con los factores en mención:

$$k_p = k_{d0} \cdot \theta_s^{(sal)} \cdot \theta_I^I \cdot \theta_T^{(T-20)} \quad [9]$$

donde k_p es la tasa de decaimiento de baterías coliformes totales o fecales [dia^{-1}], k_{p0} es la tasa dedecaimiento a 20 °C a una salinidad de 0‰ y en la oscuridad [dia^{-1}], θ_s es el coeficiente de salinidad para la tasa de decaimiento, sal es la salinidad [‰], θ_I es el coeficiente de de intensidad de radiación solar para la tasa de decaimiento, I es la intensidad de radiación solar integrada sobre la profundidad [$\text{Kw}\cdot\text{m}^{-2}$], θ_T es el coeficiente de temperatura para la tasa de decaimiento, y T es la



temperatura del agua [°C]. La temperatura se calcula como el resultado de la diferencia entre la energía solar en el día y la pérdida de energía debido a la radiación emitida en forma de calor.

La tasa de decaimiento a 20°C en agua fresca y en la oscuridad se estima en 0.80 día⁻¹ y el coeficiente de temperatura en 1.07. Estos son los valores del modelo por omisión.

El decaimiento de bacterias coliformes es descrita como:

$$\frac{dC}{dt} = k_p \cdot C \quad [10]$$

donde C es la concentración de bacterias coliformes [100^{-1} ml^{-1}] (DHI, 2008c).

En cuanto a los procesos de sedimentación MIKE realiza el cálculo de los movimientos verticales a partir de información de las capas por debajo o por encima en los sistemas de capas múltiples. En ECO Lab es posible especificar un tipo de proceso con movimiento vertical: sedimentación. Este es el proceso de transporte vertical hacia el fondo. La solución de una variable de estado con un proceso de sedimentación en un sistema de múltiples capas tiene en cuenta que una contribución de la variable de estado es recibida desde una capa superior (a no ser que sea una capa superficial). Cualquier variación en la discretización vertical se incluye en la solución en la solución numérica de la ecuación diferencial asociada con el proceso de sedimentación. Cuando se resuelve una ecuación diferencial que contiene un proceso de sedimentación, ECO Lab sustituye el proceso de sedimentación en la ecuación diferencial con la siguiente expresión:

$$\frac{dc_n}{dt} = \frac{-settling_{n-1} \cdot dz_{n-1} + settling_n \cdot dz_n}{dz_n} \quad [11]$$

donde $settling_{n-1}$ es la expresión especificada por el usuario para la tasa de cambio de la variable de estado de concentración en la capa n debida al transporte por los procesos de sedimentación desde la capa $n-1$ hacia la capa n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$]; $settling_n$ es la expresión especificada por el usuario para la para la tasa de cambio de la variable de estado de concentración en la capa n debida al transporte por los procesos de sedimentación desde lacapa $n+1$ hacia la capa n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$]; dz_n es el espesor de la capa n [m] y dz_{n-1} es el espesor de la capa $n-1$ [m].

En cuanto a la forma en que ECO Lab tiene en cuenta la penetración de luz en la columna de agua se recurre a una función basada en la ley de Lambert Beer. En sistemas de múltiples capas con variación vertical de los coeficientes de extinción, la expresión de Lambert Beer debe calcularse para cada una de las capas y por consiguiente la expresión como argumento utiliza el resultado de la expresión de Lambert Beer en la capa de arriba.

$$I_n = I_{n-1} e^{-\mu_n dz_n} \quad [12]$$

donde I_n es la luz disponible para la producción primaria en la capa actual n , I_{n-1} es la irradiancia en la capa de arriba, μ_n es el coeficiente de extinción y dz_n es el espesor de la capa. Nótese la similaridad de esta expresión con las ecuaciones [6] y [7].



Apéndice 2. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de organismos patógenos índice

Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de Coliformes Totales y *Escherichia coli*

Siguiendo a Young y Wallis (1993) el modelo elemental ADZ para un único tramo del río puede escribirse en la forma:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = -\alpha \cdot c_j(t) + \beta \cdot c_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.1]$$

Donde, $c_j(t)$ es la concentración a la salida del tramo en el tiempo t , $c_{j-1}(t - \tau)$ es la concentración a la entrada del tramo (*i.e.* la salida del $j - 1$ ésimo tramo) τ unidades de tiempo previas. Los parámetros α y β están definidos por las siguientes ecuaciones:

$$\alpha = k_p + \frac{Q}{V_l}; \quad \beta = \frac{Q}{V_l} \quad [A1.2]$$

donde k_p es el coeficiente de la tasa de pérdida o decaimiento de organismos patógenos, Q es el caudal que entra al tramo y V_l es el volumen de la zona muerta. Para estado conservativo ($k_p = 0$) los parámetros α y β quedan definidos como:

$$\alpha = \beta = \frac{1}{T} \quad [A1.3]$$

donde $T = V_e/Q$ representa el tiempo de residencia en la zona muerta agregada (ADZ), *i.e.* el tiempo constante asociado con la dispersión del soluto mientras pasa el elemento ADZ.

En el caso no conservativo, es necesario considerar el efecto del proceso de decaimiento durante el periodo de tiempo asociado con el tiempo de retraso advectivo, como también el efecto dentro de la zona muerta ADZ (Young y Wallis, 1993). Por tanto, se reemplaza el término $c_{j-1}(t - \tau)$ de la ecuación [A1.1] por $c^*(t)$, donde $c^*(t)$ representa la concentración del soluto subsecuente al decaimiento en el tiempo de retraso advectivo τ . El decaimiento de $c^*(t)$ es descrito por una ecuación simple de decaimiento diferencial:

$$\frac{d[c^*(t)]}{dt} = -k_p \cdot c(t) \quad [A1.4]$$

La integración de esta ecuación con respecto al tiempo de retraso τ conduce a:

$$c^*(t) = e^{-k_p \cdot \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.5]$$

Finalmente, el modelo no conservativo es de la forma de la ecuación [A1.1] con α y β definidos como:

$$\alpha = k_p + \frac{1}{T}; \quad \beta = \frac{1}{T} e^{-k_p \tau} \quad [A1.6]$$

Esto es:

$$\begin{aligned} \frac{d[c_j(t)]}{dt} &= -\left(k_p + \frac{1}{T}\right) \cdot c_j(t) + \frac{1}{T} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) \\ \frac{d[c_j(t)]}{dt} &= -k_p \cdot c_j(t) - \frac{1}{T} c_j(t) + \frac{1}{T} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) \\ \frac{d[c_j(t)]}{dt} &= -k_p \cdot c_j(t) + \frac{1}{T} [-c_j(t) + e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau)] \end{aligned}$$

Reordenando términos:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = \frac{1}{T} [e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) - c_j(t)] - k_p \cdot c_j(t)$$

Reemplazando $T = V_e/Q$, que representa el tiempo de residencia en la zona muerta agregada o $(\bar{t} - \tau)$, se tiene:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = \frac{1}{\bar{t} - \tau} [e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) - c_j(t)] - k_p \cdot c_j(t) \quad [A1.7]$$

Para estado estable:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = 0; \quad (t - \tau) = 1$$

Por tanto:

$$\begin{aligned} 0 &= \frac{1}{\bar{t} - \tau} [e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1} - c_j(t)] - k_p \cdot c_j(t) \\ 0 &= \frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1} - \frac{1}{\bar{t} - \tau} c_j(t) - k_p \cdot c_j(t) \end{aligned} \quad [A1.8]$$

Despejando $c_j(t)$:

$$c_j(t) = \frac{\frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}}{\frac{1}{\bar{t} - \tau} + k_p} \quad [A1.9]$$

Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de sólidos suspendidos totales

Retomando el modelo elemental ADZ para un único tramo del río propuesto por Young y Wallis (1993), ecuación [A1.1] y planteándola para el transporte de sólidos suspendidos totales, se tiene:



$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\alpha \cdot m_j(t) + \beta \cdot m_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.10]$$

donde, $m_j(t)$ es la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) a la salida del tramo en el tiempo t , $m_{j-1}(t - \tau)$ es la concentración de SST a la entrada del tramo (*i.e.* la salida del $j - 1$ ésimo tramo) τ unidades de tiempo previas. Los parámetros α y β están definidos por la Ecuación [A1.2]. Para estado conservativo ($k_p = 0$) los parámetros α y β son los definidos por la Ecuación [A1.3].

El modelo conservativo es de la forma de la ecuación [A1.10] con α y β definidos por la Ecuación [A1.3], *i.e.*:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\frac{1}{T} \cdot m_j(t) + \frac{1}{T} \cdot m_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.11]$$

Para considerar los procesos de sedimentación de las partículas sólidas en suspensión y de resuspensión se introducen dos términos adicionales:

$$\begin{aligned} \frac{d[m_j(t)]}{dt} = & -\frac{1}{T} \cdot m_j(t) + \frac{1}{T} \cdot m_{j-1}(t - \tau) - \frac{v_s}{H} m_j(t) \\ & + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \end{aligned} \quad [A1.12]$$

donde v_s es la velocidad de suspensión, v_r es la velocidad de resuspensión, H es la profundidad del flujo, $m'_j(t)$ es la concentración de "sólidos suspendidos" en los sedimentos a la entrada del tramo. Reemplazando $T = V_e/Q$, que representa el tiempo de residencia en la zona muerta agregada o $(\bar{t} - \tau)$, se tiene:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_j(t) + \frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_{j-1}(t - \tau) - \frac{v_s}{H} m_j(t) + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \quad [A1.13]$$

Para considerar el decaimiento de sólidos suspendidos durante el proceso de advección y siguiendo a Young y Wallis (1993) el modelo resultante es:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_j(t) + \frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{\left(-\frac{v_s}{H}\tau + \frac{v_r}{H}\tau\right)} \cdot m_{j-1}(t - \tau) - \frac{v_s}{H} m_j(t) + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \quad [A1.14]$$

Para estado estable:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = 0; \quad (t - \tau) = 1$$

Por tanto:

$$0 = -\frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_j(t) + \frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{\left(-\frac{v_s}{H}\tau + \frac{v_r}{H}\tau\right)} \cdot m_{j-1} - \frac{v_s}{H} m_j(t) + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \quad [A1.15]$$

Despejando $m_j(t)$:

$$m_j(t) = \frac{\frac{1}{t-\tau} e^{(-\frac{v_s}{H}t + \frac{v_s}{H}\tau)} \cdot m_{j-1} + \frac{v_s}{H} m'_j(t)}{\frac{1}{t-\tau} + \frac{v_s}{H}} \quad [\text{A1.16}]$$

Considerando y siguiendo a Chapra (1997) la concentración de “sólidos suspendidos” en los sedimentos puede definirse como:

$$m'_j(t) = \frac{M}{V'} \quad [\text{A1.17}]$$

donde M es la masa de la fase sólida en los sedimentos [g] y V' es el volumen total de la capa de sedimentos [m^3]. Adicionalmente:

$$\rho = \frac{M'}{V_p} \quad [\text{A1.18}]$$

donde ρ es la densidad de los sedimentos, V_p es el volumen de los sólidos o fase particulada de los sedimentos [m^3].

Ahora bien, definiendo la porosidad ϕ como el volumen de los sedimentos que se encuentran en la fase líquida sin incluir los espacios de los poros aislados que se consideran parte de la fase sólida. La porosidad operacionalmente se define como la fracción del volumen total que se encuentra en la fase líquida:

$$\phi = \frac{V_l}{V'} \quad [\text{A1.19}]$$

donde V_l es el volumen de la parte líquida de la capa de sedimentos [m^3]. Por consiguiente la fracción de los sedimentos que se encuentran en la fase sólida quedan definida como:

$$1 - \phi = \frac{V_p}{V'} \quad [\text{A1.20}]$$

es decir:

$$V' = \frac{V_p}{1 - \phi} \quad [\text{A1.21}]$$

Al sustituir las Ecuaciones [A1.18] y [A1.21] en la Ecuación [A1.17] se tiene:

$$m'_j(t) = (1 - \phi)\rho \quad [\text{A1.22}]$$

Nótese que la estimación de la concentración de “sólidos suspendidos” en los sedimentos puede determinarse directamente si se consideran sedimentos de textura fina con valores típicos de



densidad y porosidad entre $2.4-2.7 \times 10^6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ y $0.8 - 0.95$, respectivamente. Por consiguiente la Ecuación [A1.16] puede escribirse como:

$$m_j(t) = \frac{\frac{1}{\bar{t}-\tau} e^{(-\frac{v_s}{H}\tau + \frac{v_r}{H}\tau)} \cdot m_{j-1} + \frac{v_r}{H}(1-\phi)\rho}{\frac{1}{\bar{t}-\tau} + \frac{v_s}{H}} \quad [\text{A1.23}]$$

Finalmente esta ecuación se acopla con la ecuación que define el transporte de coliformes totales y *Escherichia coli*, Ecuación [A1.9], i.e.:

$$c_j(t) = \frac{\frac{1}{\bar{t}-\tau} e^{-k_p \cdot \tau} \cdot c_{j-1}}{\frac{1}{\bar{t}-\tau} + k_p}$$

Apéndice 3. Resultados adicionales de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque

Calibración de la tasa global de decaimiento de CT y *E. coli*.

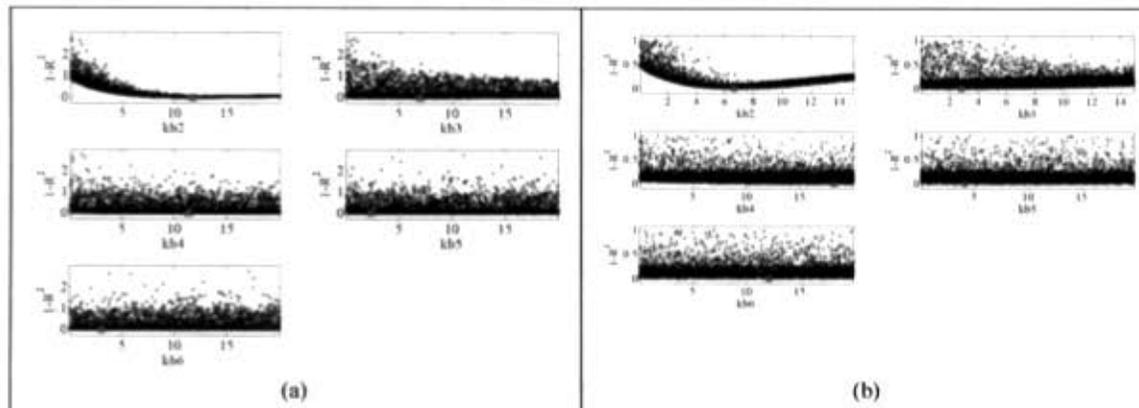


Figura A 1. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

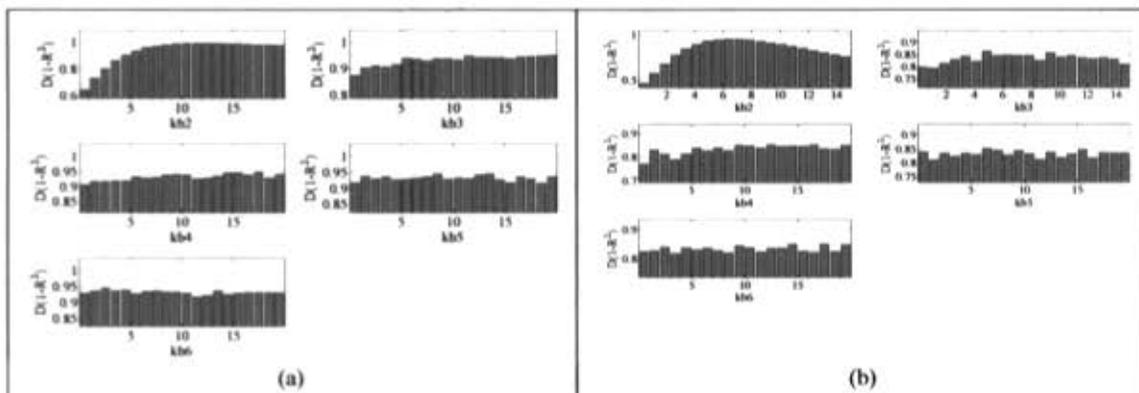


Figura A 2. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.



Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (k_m , I_0 , k_d , v_s).

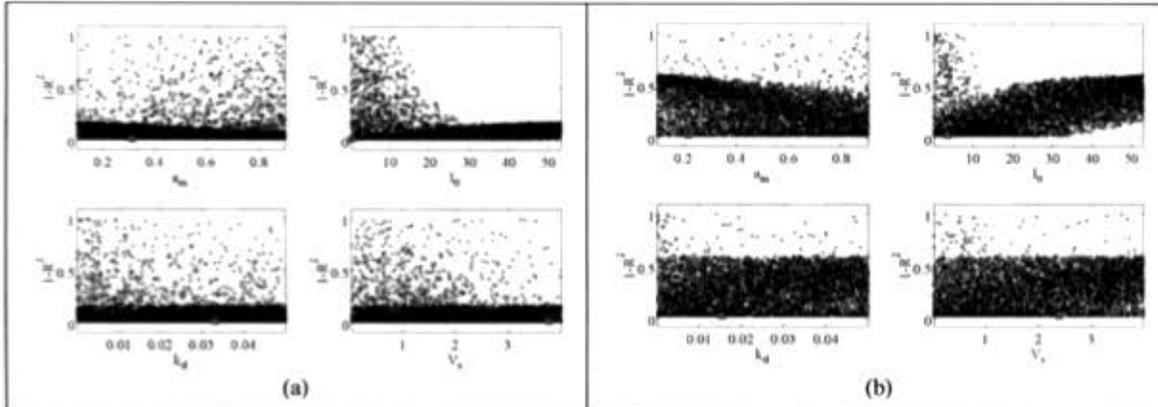


Figura A 3. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

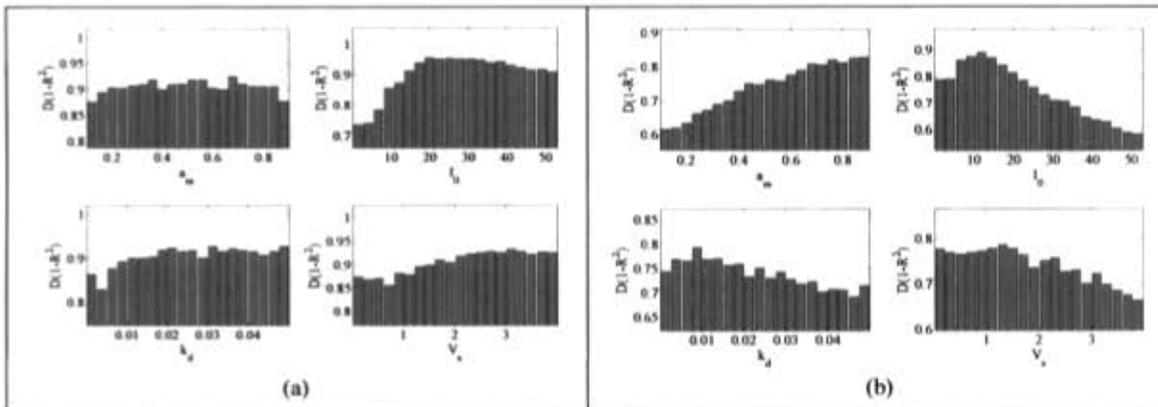


Figura A 4. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 2 parámetros globales (a_m, I_0) y 2 parámetros por tramo (k_d, v_s).

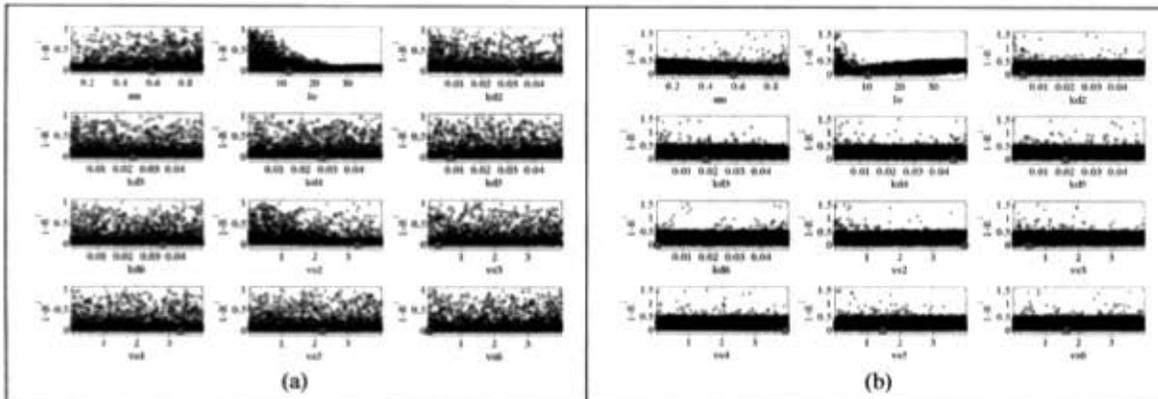


Figura A 5. Resultados de calibración opción 2 tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

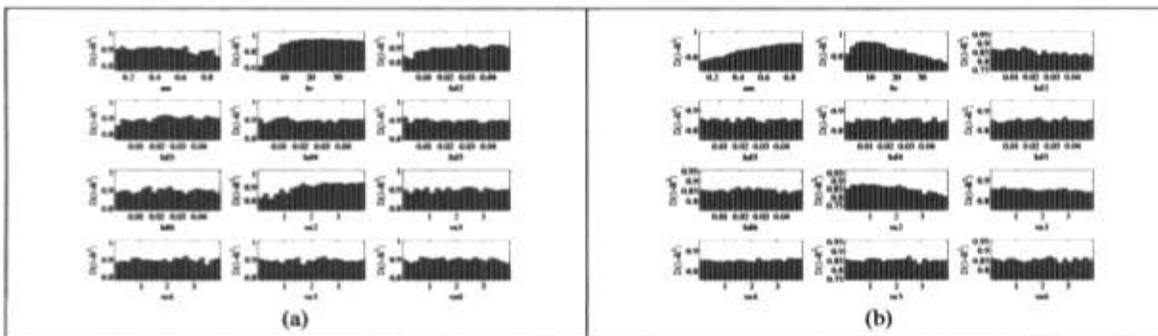


Figura A 6. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando parámetros por tramo y 3 parámetros adicionales para el transporte de SST.

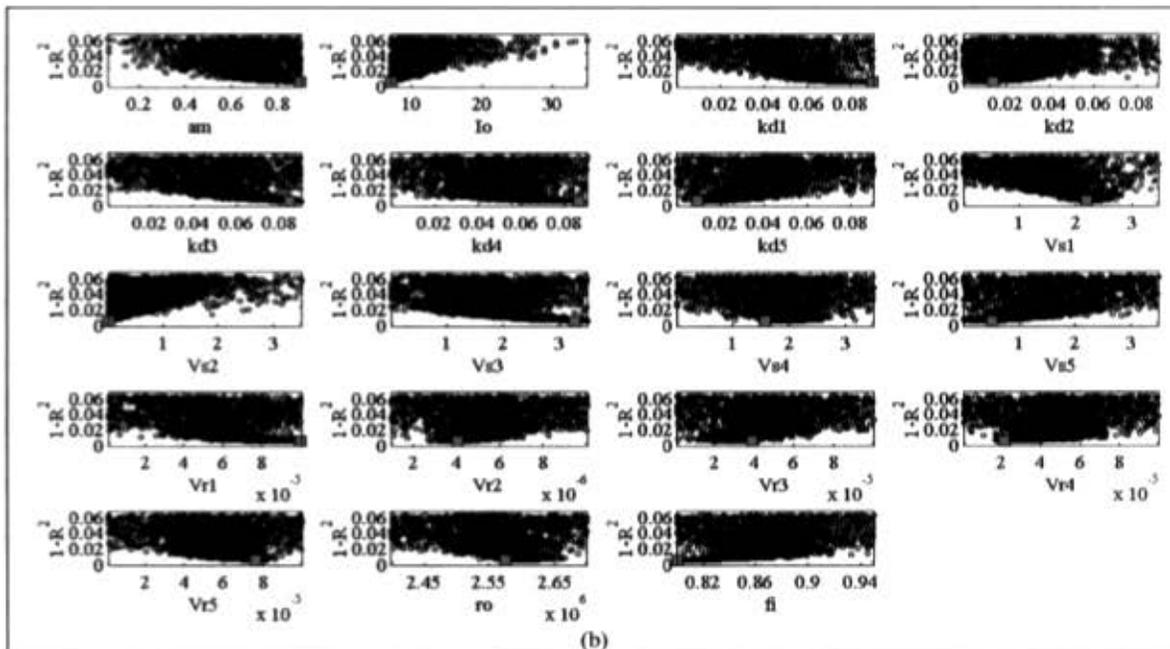
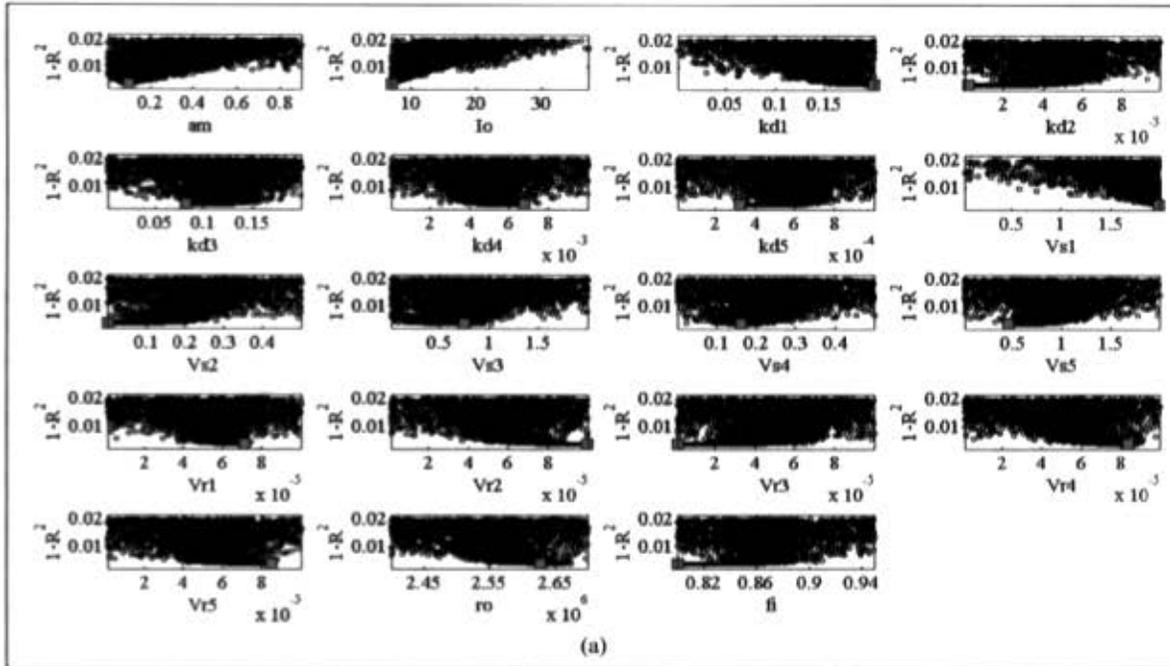


Figura A 7. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

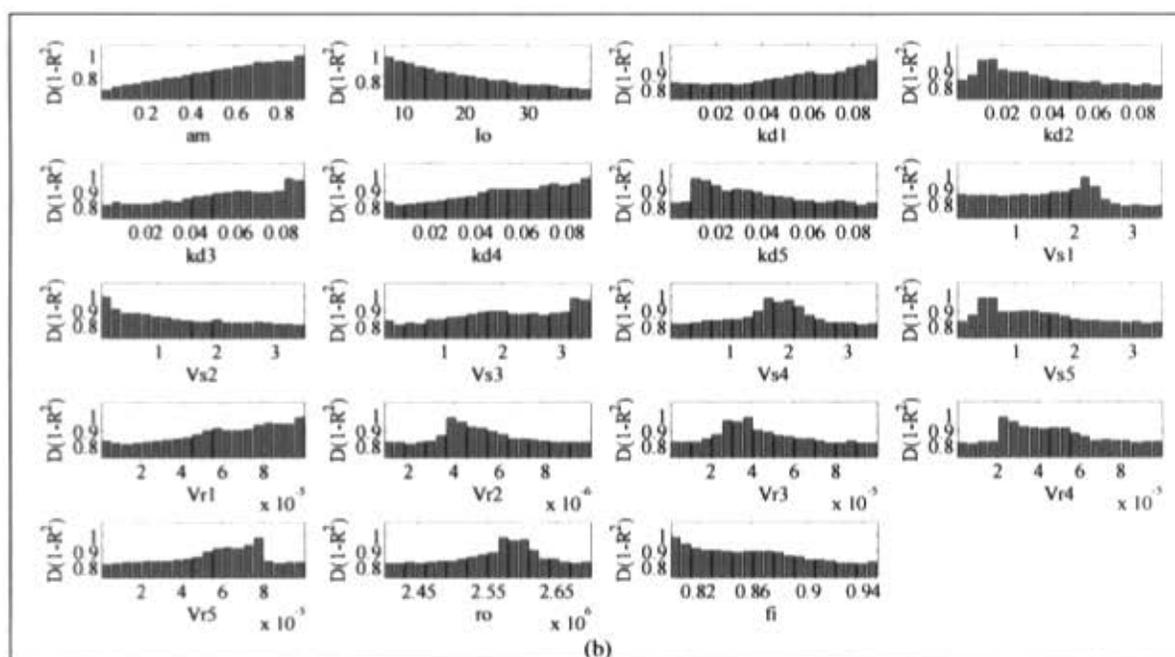
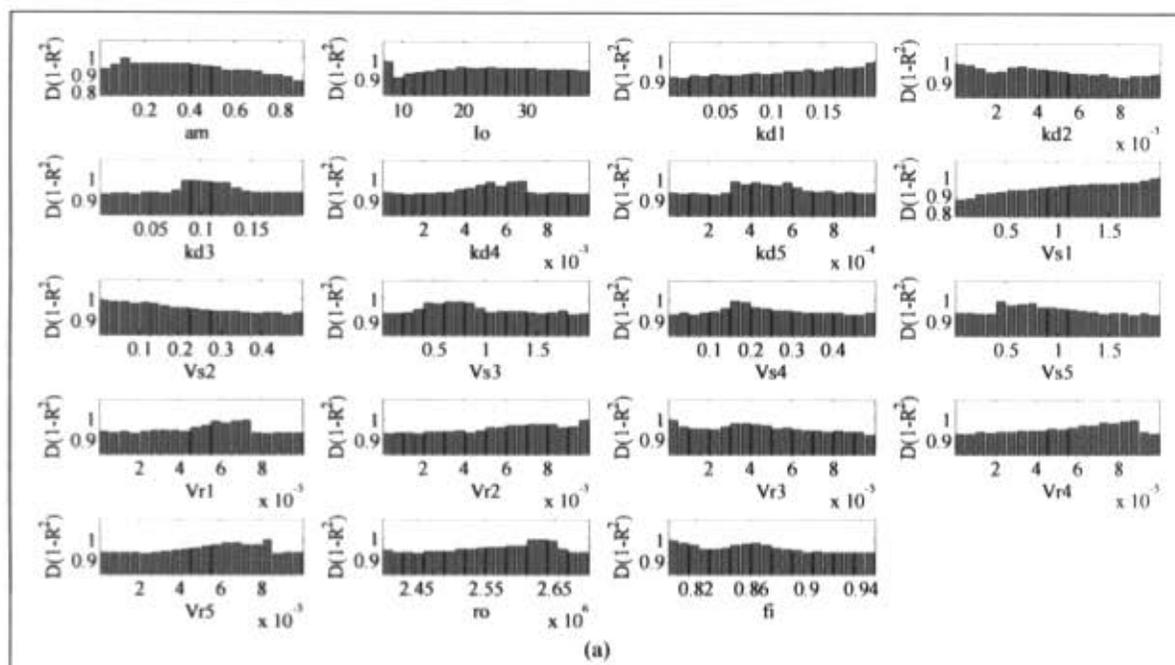


Figura A 8. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.



Análisis de sensibilidad y de incertidumbre del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Tasa de decaimiento global.

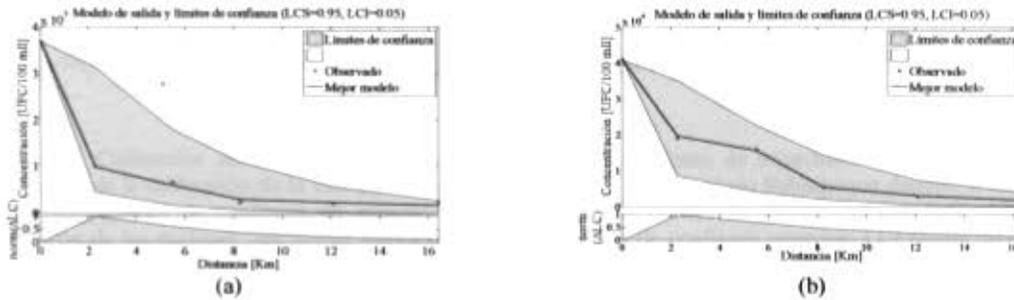


Figura A 9. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

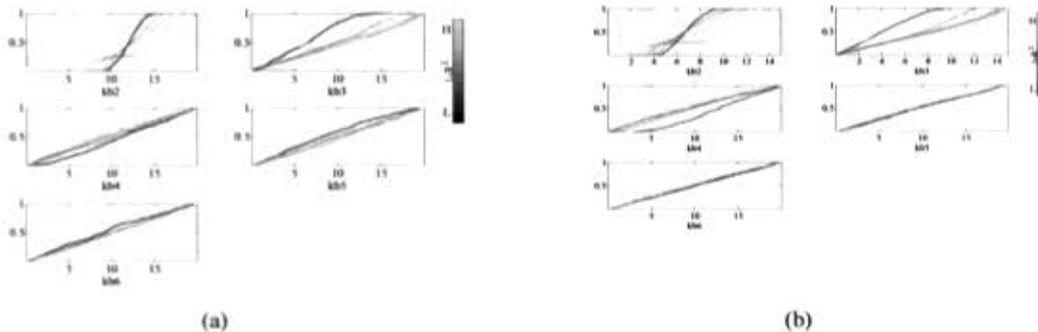


Figura A 10. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 variables globales (a_m , I_0 , k_d , v_s).

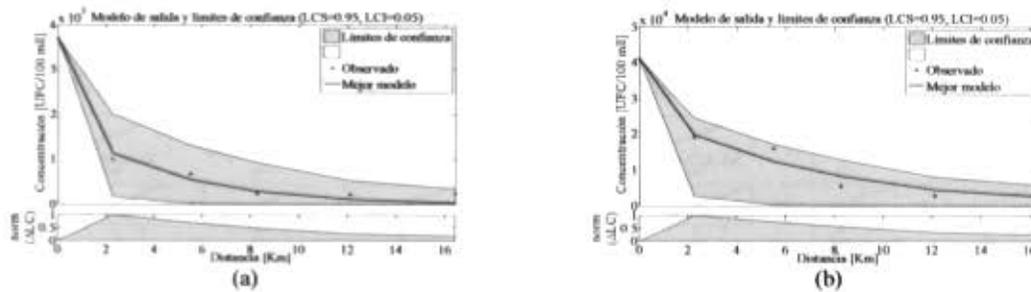


Figura A 11. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

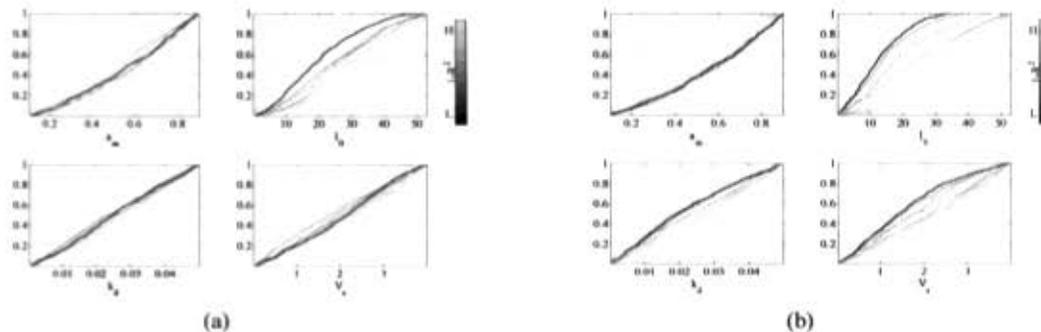


Figura A 12. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 2 parámetros globales (a_m , I_0) y 2 parámetros por tramo (k_d , v_s).

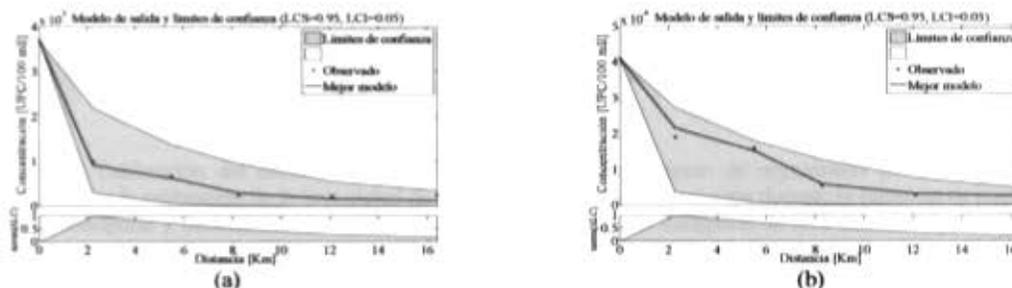


Figura A 13. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

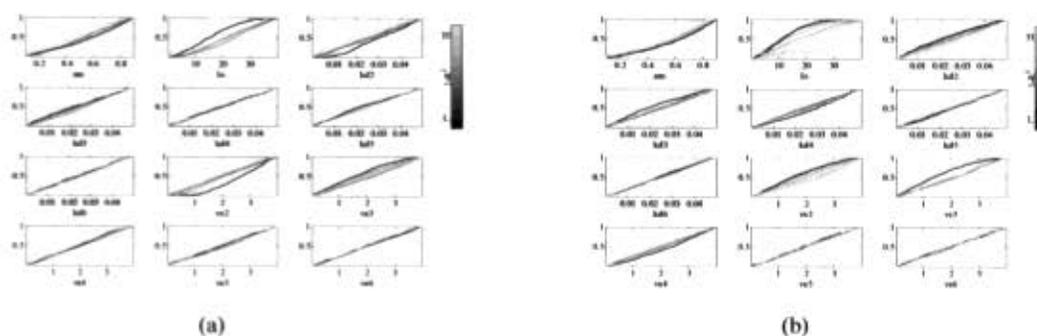


Figura A 14. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (a_m, I_0, k_d, v_s) y 3 parámetros globales adicionales para el transporte de SST ($v_n, \rho, y \varphi$).

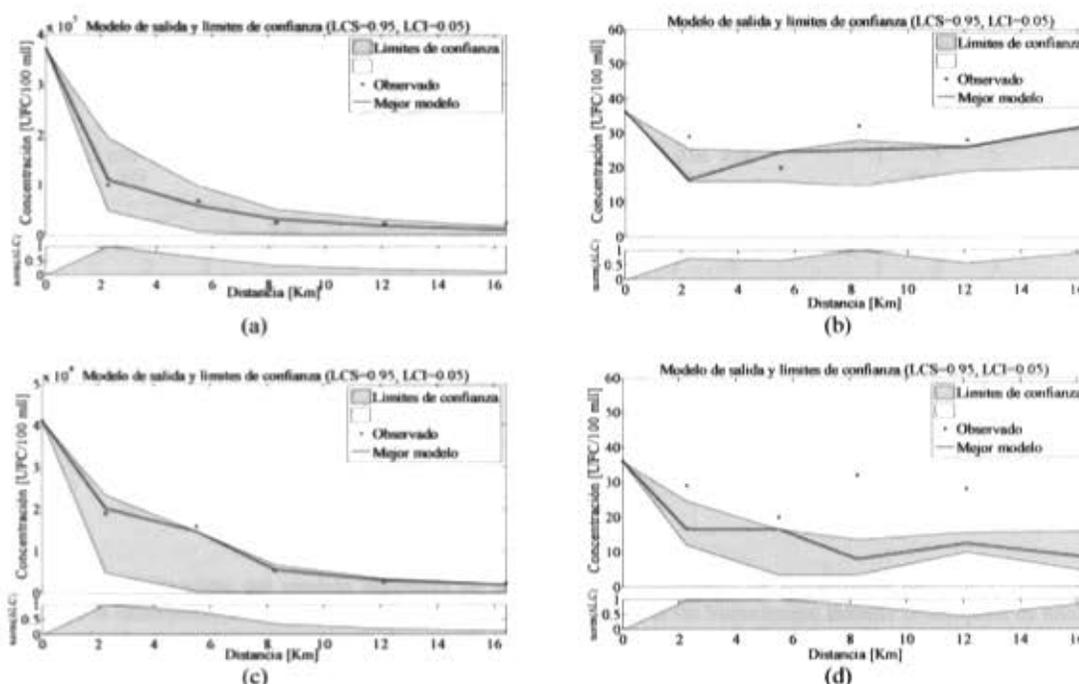


Figura A 15. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento en el río Subachoque durante la campaña de medición C3: modelo de transporte y decaimiento de CT (a) con acople del modelo de transporte de SST (b), modelo de transporte y decaimiento de *E. coli* (c) con acople del modelo de transporte de SST (d). Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

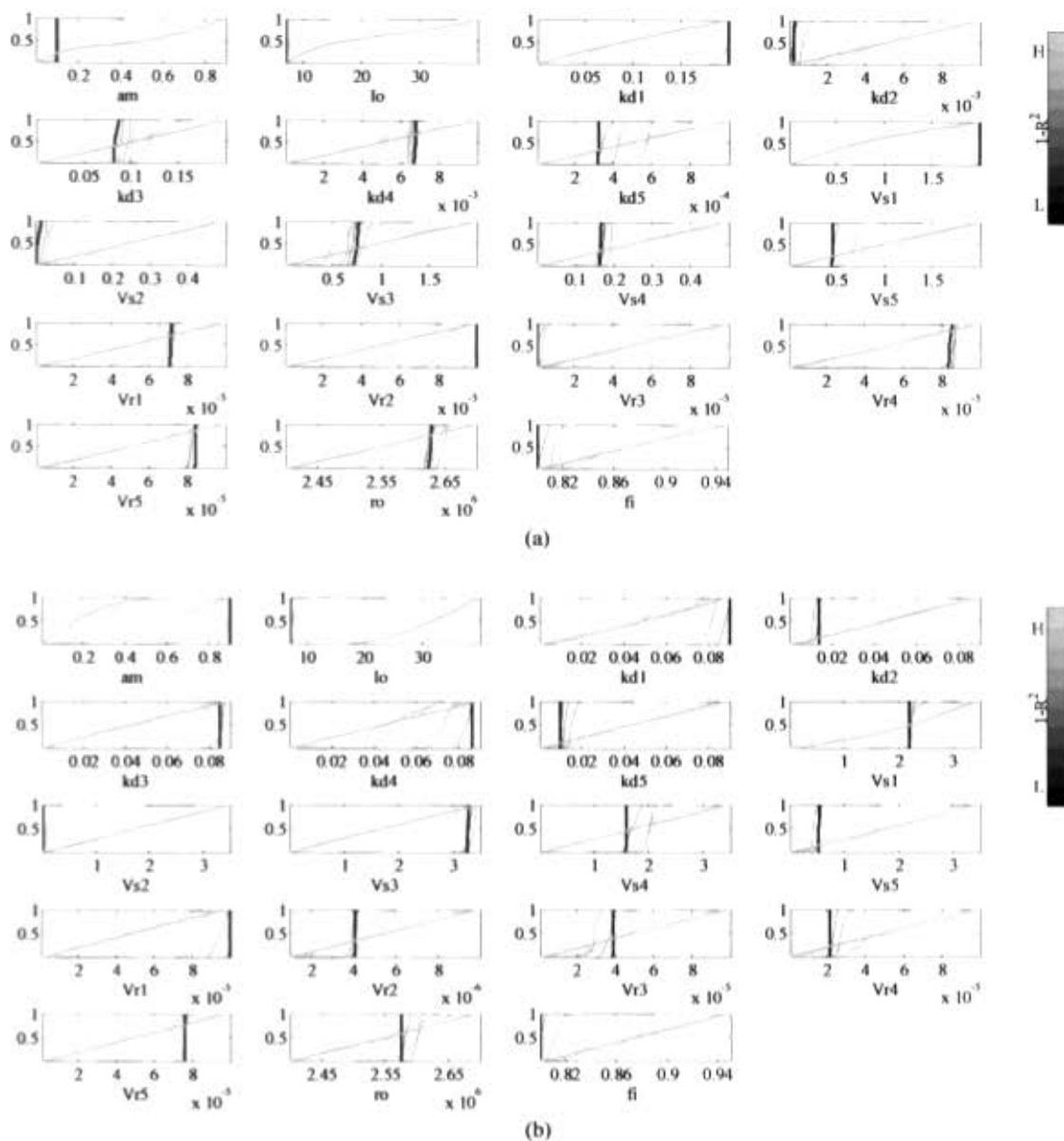


Figura A 16. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Apéndice 4. Ejemplo hoja de cálculo datos de entrada para calibración del modelo acoplado. Campaña C1. Río Teusacá.

A manera de ejemplo se presenta la hoja de cálculo en la que se consignan los datos observados para la calibrar el modelo y que son datos de entrada del algoritmo de calibración. En la columna (1) y (2) se consignan los resultados de calibración del modelo integrado de transporte el tiempo de viaje medio y el tiempo de retraso advectivo para cada uno de los delta de espacio en los que se han discretizado los tramos, en este caso entre 50 m y 150 m como se establece en la columna (21). En las columnas (3) y (4) se define la concentración de CT y *E. coli* en la abscisa correspondiente (columna 11). En las columnas (5) a (9) se definen los datos observados de temperatura del agua, salinidad, coeficiente alfa para la radiación solar, Intensidad de la radiación solar, y sólidos suspendidos totales, respectivamente. La intensidad no es necesario definirla y para la concentración de SST sólo es necesario el valor en el primer tramo ya que el modelo calcula el transporte de sólidos en suspensión.

En la columna (10) opcionalmente se puede definir la profundidad de la corriente en cada tramo ya que el modelo la calcula con base en los coeficientes alfa y beta de la curva de calibración *H vs Q* (columnas 18 y 19). En la columna (12) se define el caudal observado. En las columnas (13) a (17) se establece el caudal de afluente/descarga puntual o extracción puntual (valor negativo), la concentración de CT de afluente/descarga puntual, la concentración de *E. coli* de afluente/descarga puntual, la temperatura del agua del afluente/descarga puntual, y la concentración de SST del afluente/descarga puntual.

Finalmente en la columna (20) se define el número de tramo al que pertenece el delta de espacio. Este valor es importante porque es el que define el número de tasas de decaimiento de organismos patógenos que se calibran, *i.e.* una tasa de decaimiento por tramo. En el modelo del río Teusacá se calibran las tasas para los tramos: T5-T6, T6-T7, T7-T8, T8-T10, T10-T11 (5 tasas en total). Nótese que se modela el río Teusacá desde el kilómetro 1+140 (sitio T5, aguas abajo de la confluencia de la Quebrada Simayá) hasta el kilómetro 8+417 (sitio T11, La Cabaña).

(1) r _a [s]	(2) t _{ao} [s]	(3) Coliformes totales [UFC/100 ml]	(4) E. Coli [UFC/100 ml]	(5) T [°C]	(6) Salinidad [ppt o g L ⁻¹]	(7) alfa [adim]	(8) lo [ly d ⁻¹]	(9) SST [mg L ⁻¹]	(10) H [m]	(11) abscisa [km]	(12) Caudal [m ³ s ⁻¹]
0	0	9.30E+04	9.80E+03	16	0	1	360.29	18.0	0.197	1.1400	0.310
184	103				0	1				1.1900	
184	103				0	1				1.2400	
184	103				0	1				1.2900	
184	103				0	1				1.3400	
184	103				0	1				1.3900	
184	103				0	1				1.4400	
184	103				0	1				1.4900	
184	103				0	1				1.5400	
184	103				0	1				1.5900	
184	103				0	1				1.6400	
184	103				0	1				1.6900	
184	103				0	1				1.7400	
184	103				0	1				1.7900	
184	103				0	1				1.8400	
184	103				0	1				1.8900	
184	103				0	1				1.9400	
184	103				0	1				1.9900	
184	103	3.50E+04	1.00E+03	17.5	0	1	420.42	5.0	0.197	2.0400	0.310
203	113				0	1				2.0950	
387	215				0	1				2.2000	
387	215				0	1				2.3050	
387	215				0	1				2.4100	
387	215				0	1				2.5150	
387	215				0	1				2.6200	
387	215				0	1				2.7250	
387	215				0	1				2.8300	
387	215				0	1				2.9350	
387	215				0	1				3.0400	
387	215				0	1				3.1450	
387	215				0	1				3.2500	
387	215				0	1				3.3550	
387	215				0	1				3.4600	
403	224				0	1				3.5650	
403	224				0	1				3.6700	
403	224				0	1				3.7750	
403	224				0	1				3.8800	
403	224				0	1				3.9850	
403	224				0	1				4.0900	
403	224				0	1				4.1950	
643	480	6.10E+04	4.70E+03	12.5	0	1	360.20	2.0	0.259	4.2800	0.278
908	678				0	1				4.4000	
908	678				0	1				4.5200	
908	678				0	1				4.6400	
908	678				0	1				4.7600	
908	678				0	1				4.8800	
1010	755				0	1				5.0000	
1010	755				0	1				5.1200	
1010	755				0	1				5.2400	
842	629				0	1				5.3400	
1179	881				0	1				5.4800	
1179	881				0	1				5.6200	
1179	881				0	1				5.7600	
1179	881				0	1				5.9000	
1179	881				0	1				6.0400	
1179	881				0	1				6.1800	
1179	881				0	1				6.3200	
1179	881				0	1				6.4600	
1179	881				0	1	360.12			6.6000	
842	629				0	1				6.7000	
842	629				0	1				6.8000	
842	629				0	1				6.9000	
842	629				0	1				7.0000	
1263	943				0	1				7.1500	
1263	943				0	1				7.3000	
1263	943				0	1				7.4500	
1263	943				0	1				7.6000	
1263	943				0	1				7.7500	
1263	943				0	1				7.9000	
1263	943				0	1				8.0500	
1263	943				0	1				8.2000	
842	629				0	1				8.3000	
985	736	1.80E+04	1.00E+03	12.5	0	1	360.08	5.0	0.218	8.4170	0.211



(11) abscisa [km]	(12) Caudal [m ³ s ⁻¹]	(13) Puntual Caudal [m ³ s ⁻¹]	(14) Puntual C.totales [UFC/100 ml]	(15) Puntual E. Coli [UFC/100 ml]	(16) Puntual T [°C]	(17) Puntual SST [mg L ⁻¹]	(18) Hidraulica H=αQb alfa [adim]	(19) Hidraulica H=αQb beta [adim]	(20) Tramo	(21) Longitud [m]
1.1400	0.310	0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	
1.1900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.2400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.2900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.3400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.3900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.4400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.4900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.5400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.5900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.6400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.6900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.7400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.7900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.8400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.8900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.9400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.9900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
2.0400	0.310	0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	50.00
2.0950		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	55.00
2.2000		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.3050		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.4100		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.5150		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.6200		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.7250		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.8300		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.9350		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.0400		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.1450		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.2500		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.3550		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.4600		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.5650		-0.032	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.6700		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.7750		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.8800		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.9850		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
4.0900		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
4.1950		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
4.2800	0.278	0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	85.00
4.4000		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.5200		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.6400		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.7600		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.8800		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.0000		-0.067	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.1200		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.2400		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.3400		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
5.4800		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
5.6200		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
5.7600		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
5.9000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.0400		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.1800		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.3200		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.4600		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.6000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.7000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
6.8000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
6.9000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
7.0000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	100.00
7.1500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.3000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.4500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.6000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.7500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.9000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
8.0500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
8.2000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
8.3000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	100.00
8.4170	0.211	0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	117.00

Apéndice 5. Resultados adicionales de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá

Calibración de la tasa global de decaimiento de CT y *E. coli*.

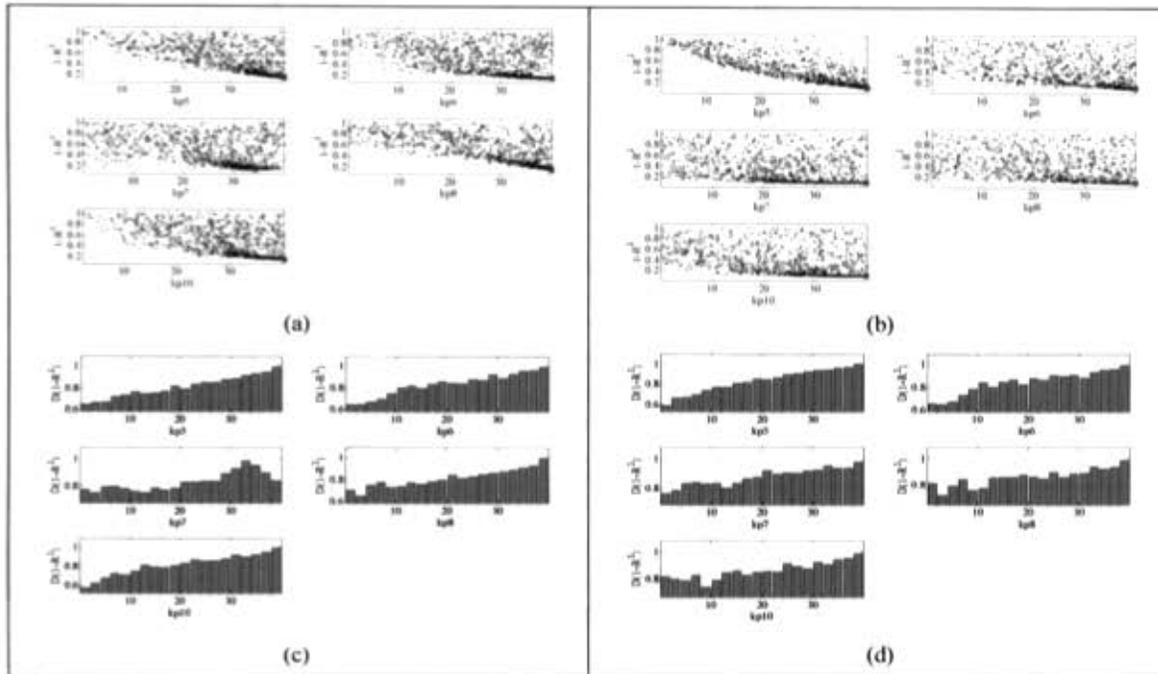


Figura A 17. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Teusacá a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C5. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro: calibración de CT (a), calibración de *E. coli* (b). Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 : calibración de CT (c), calibración de *E. coli* (d).

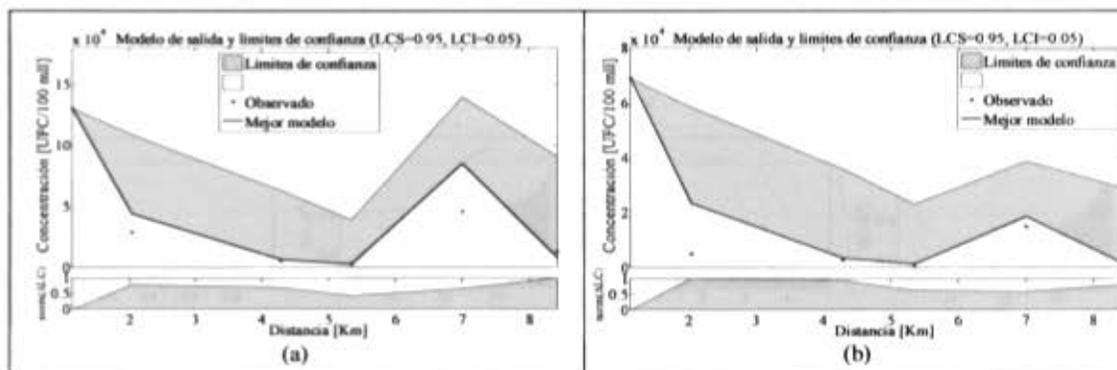


Figura A 18. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ALC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

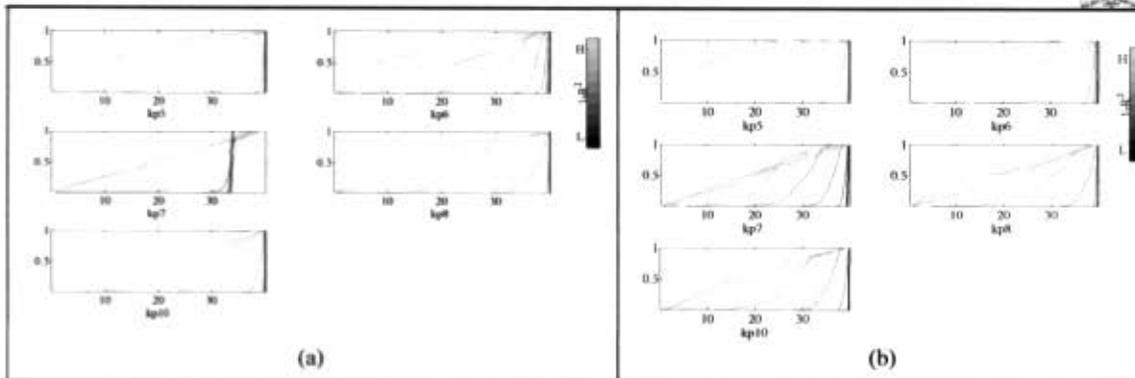


Figura A 19. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugiere sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (a_m , I_0 , k_d , v_s).

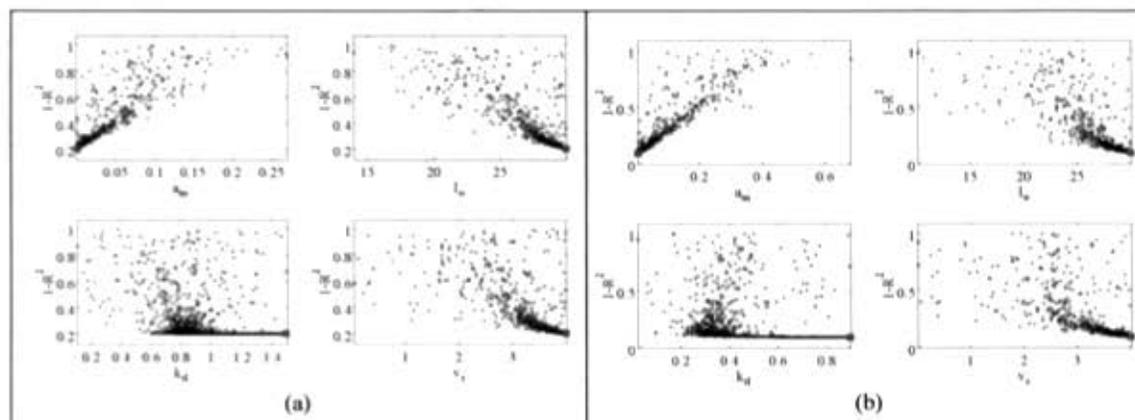


Figura A 20. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

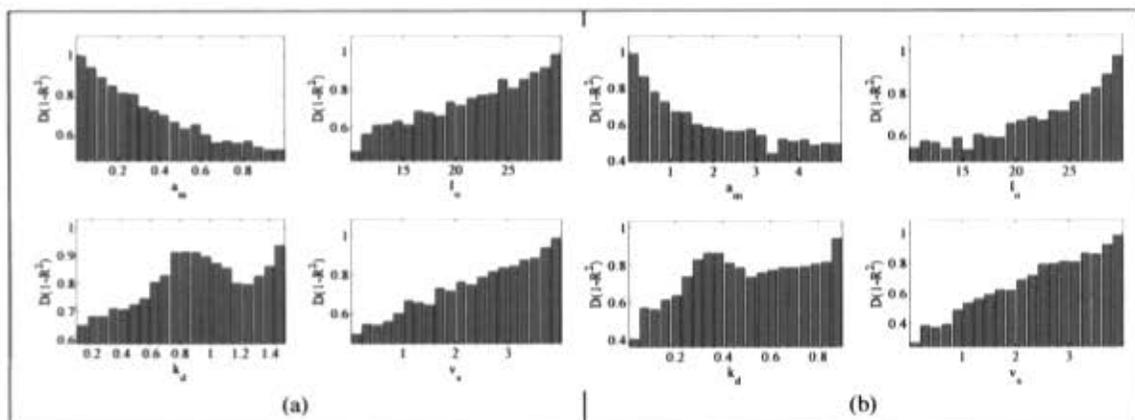


Figura A 21. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

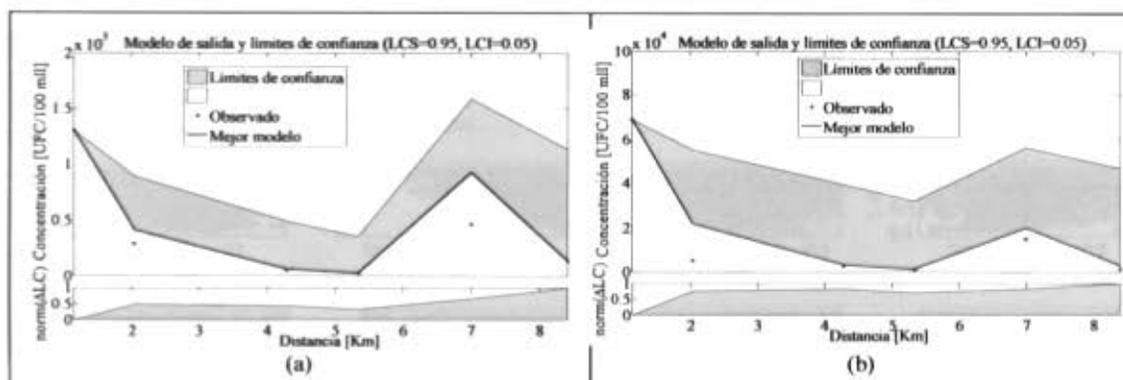


Figura A 22. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

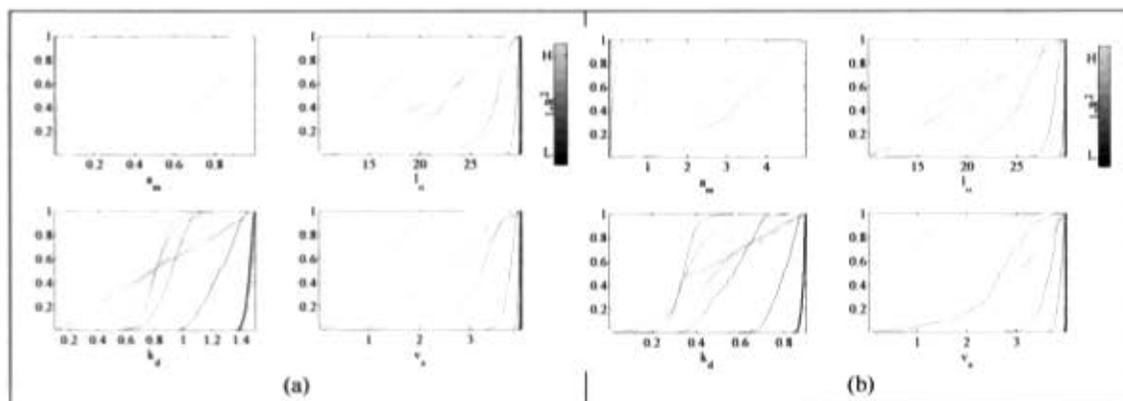


Figura A 23. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.



Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 1 parámetro global (a_m) y 3 parámetros por tramo (I_0, k_d, v_s).

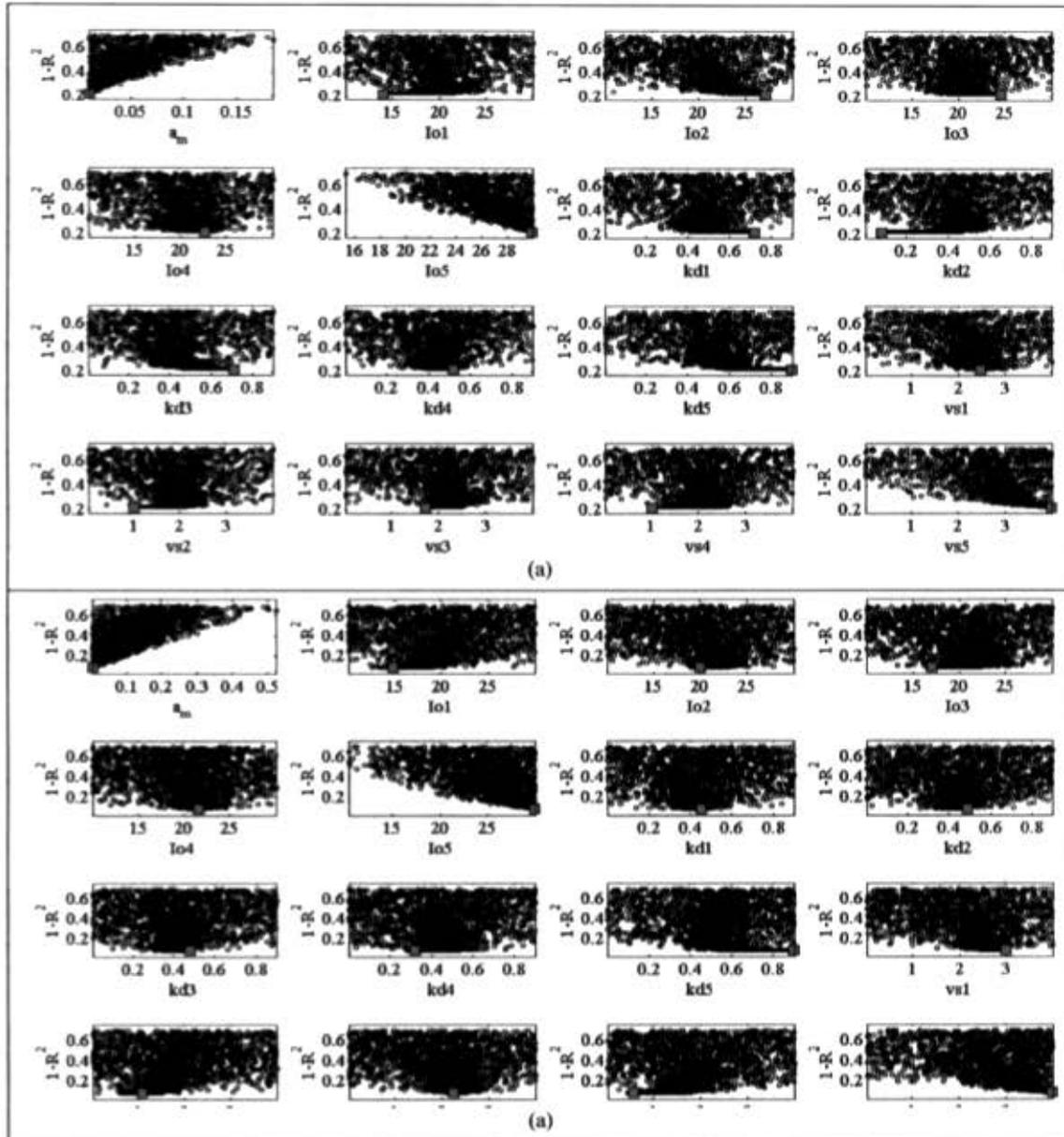


Figura A 24. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), y *E. coli* (b) durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

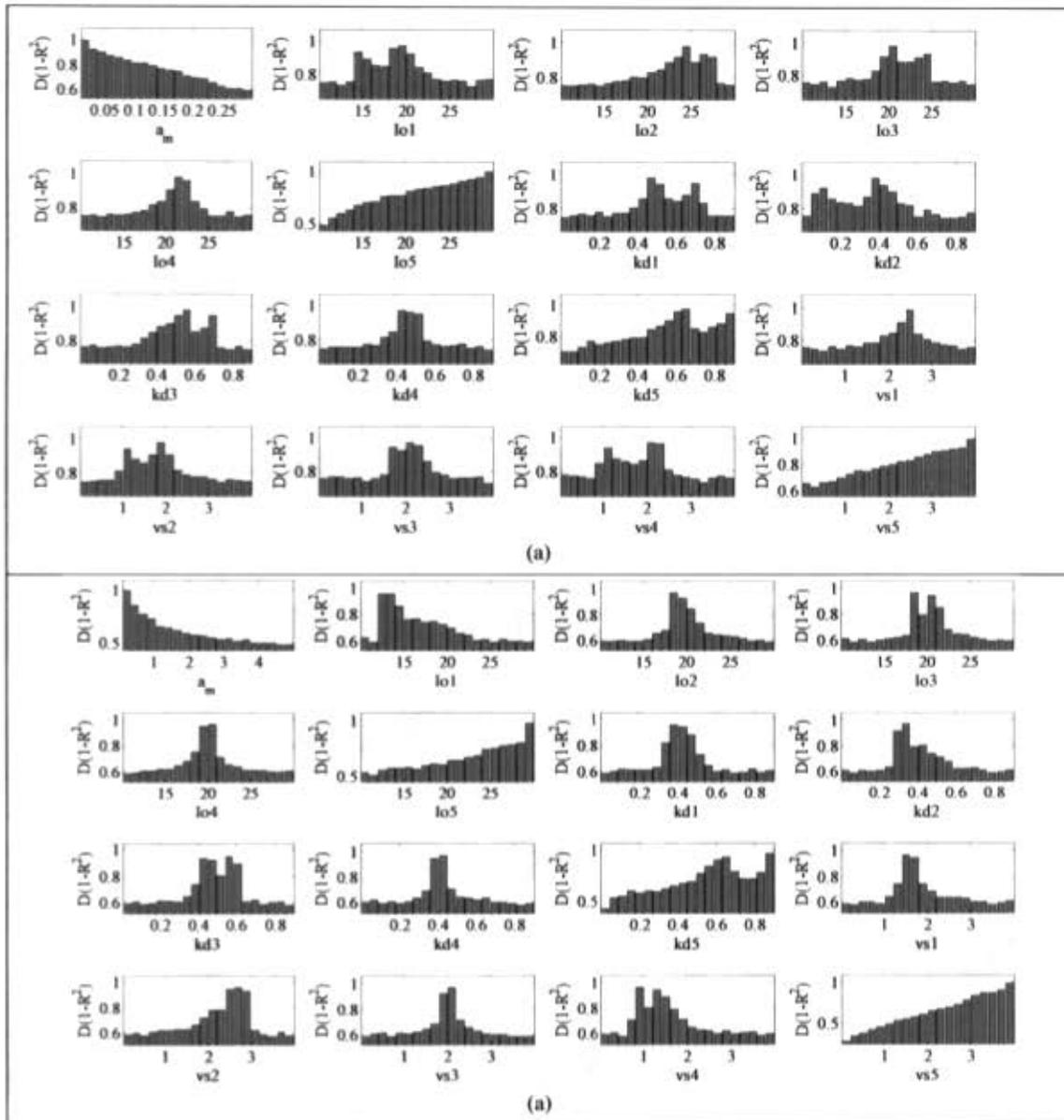


Figura A 25. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), y *E. Coli* (b) durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

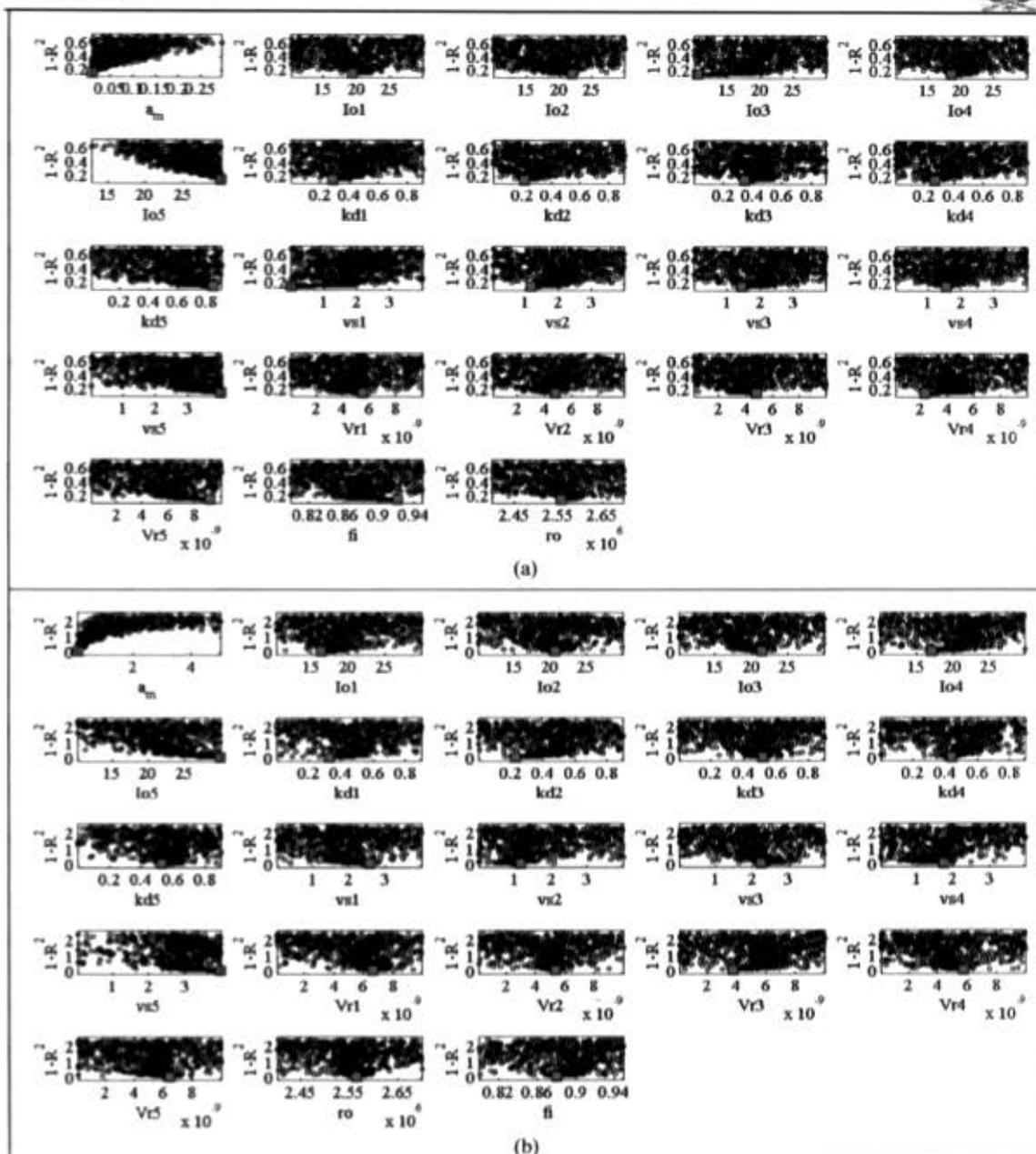


Figura A 26. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

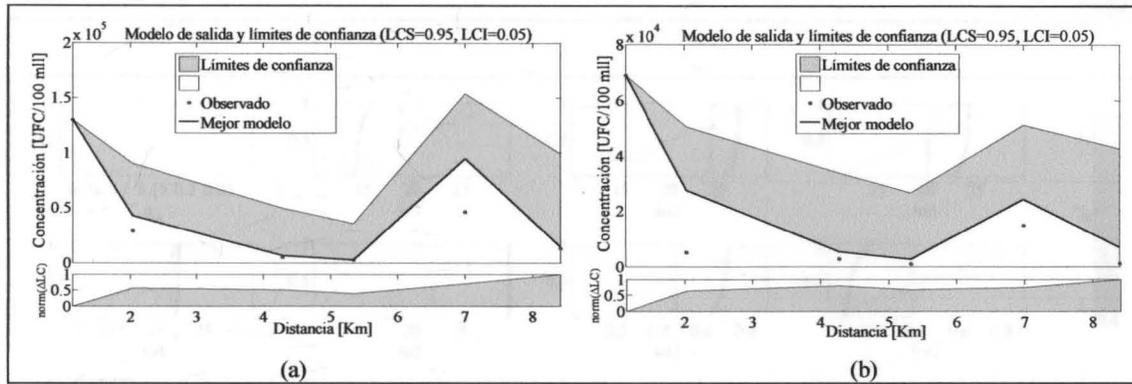


Figura A 27. Análisis de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m) y 3 parámetros por tramo (I_0, k_d, v_s). Calibración para CT (a) y *E. coli* (b) en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límites de confianza).

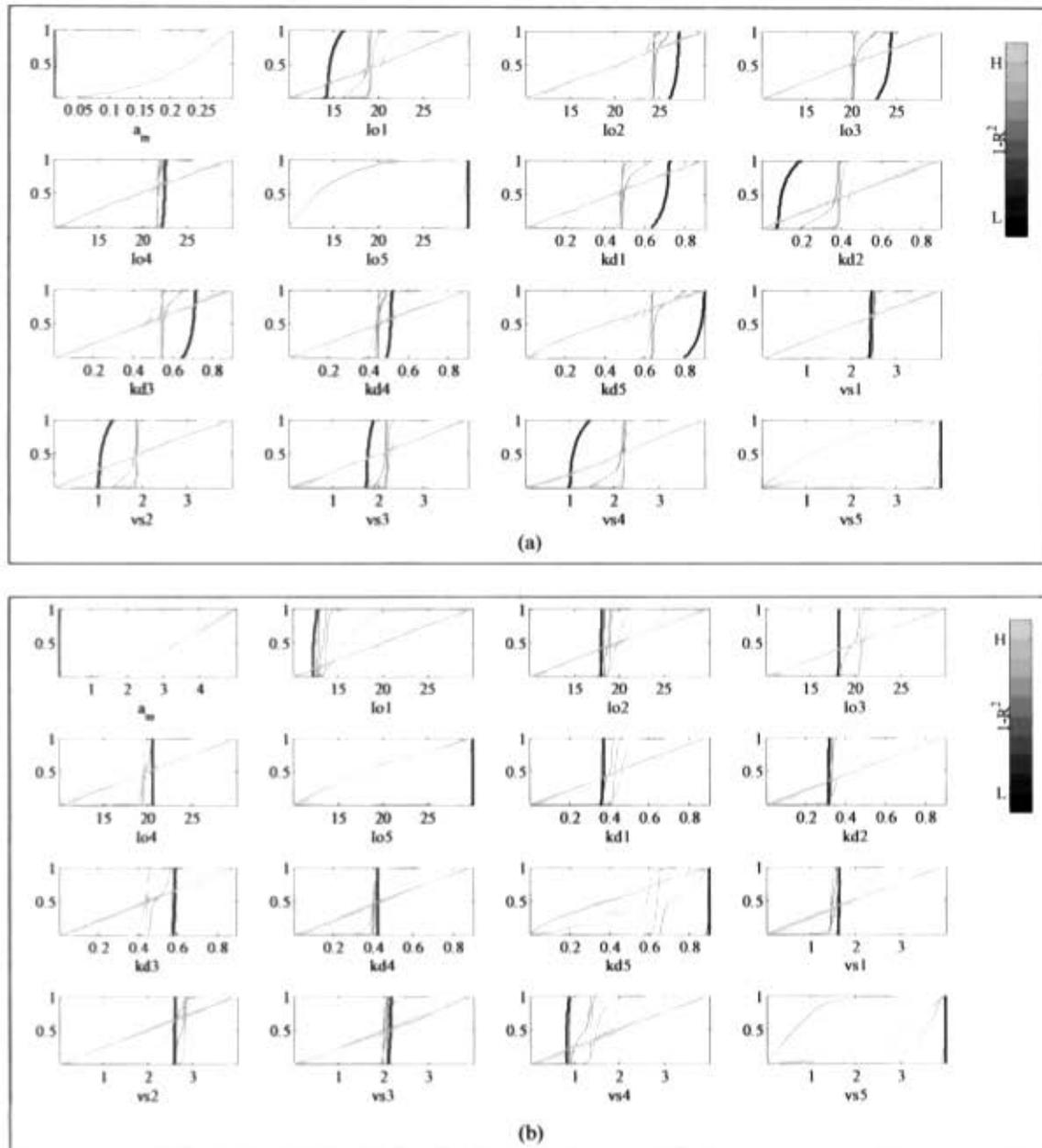


Figura A 28. Sensibilidad regional de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m) y 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s). Calibración para CT (a) y *E. coli* (b) en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (a_m , I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros globales adicionales para el transporte de SST (v_r , ρ , y φ).

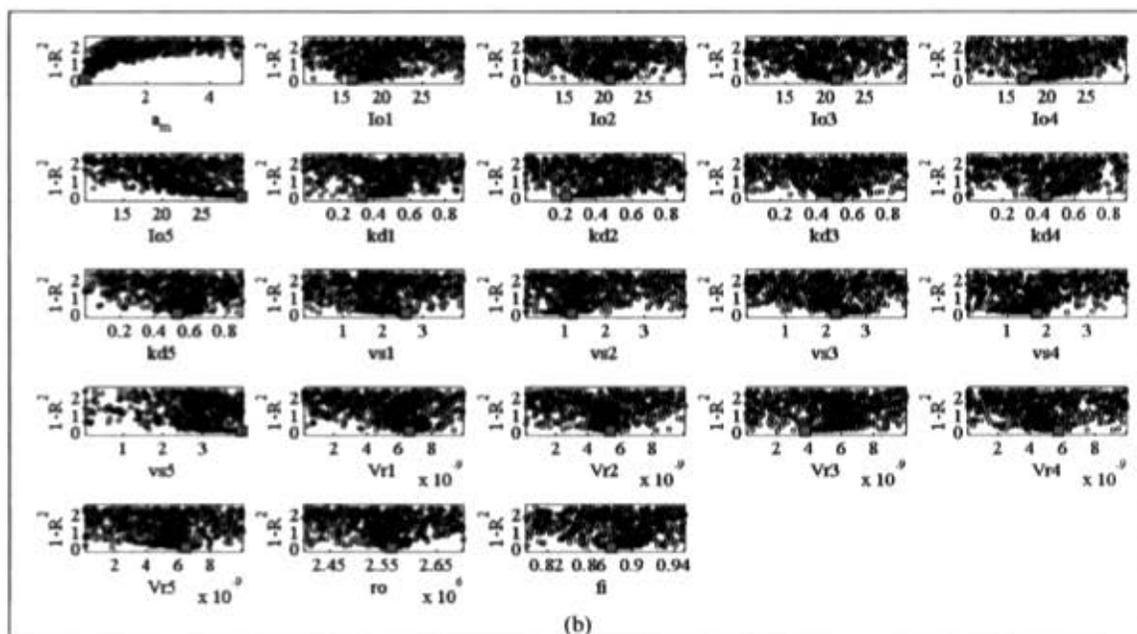
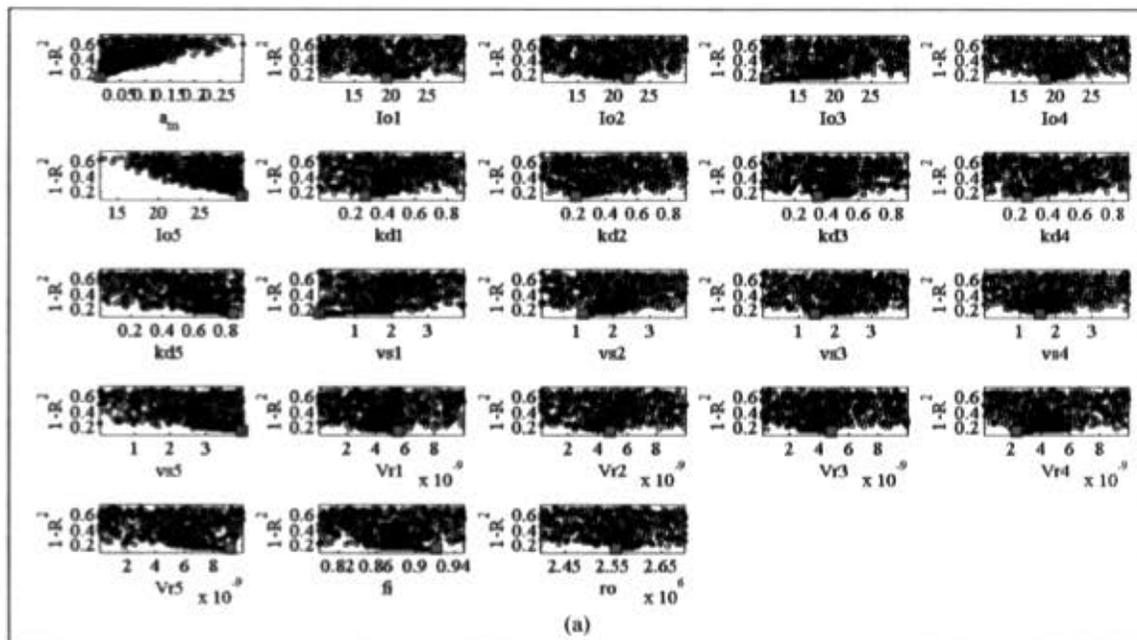


Figura A 29. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

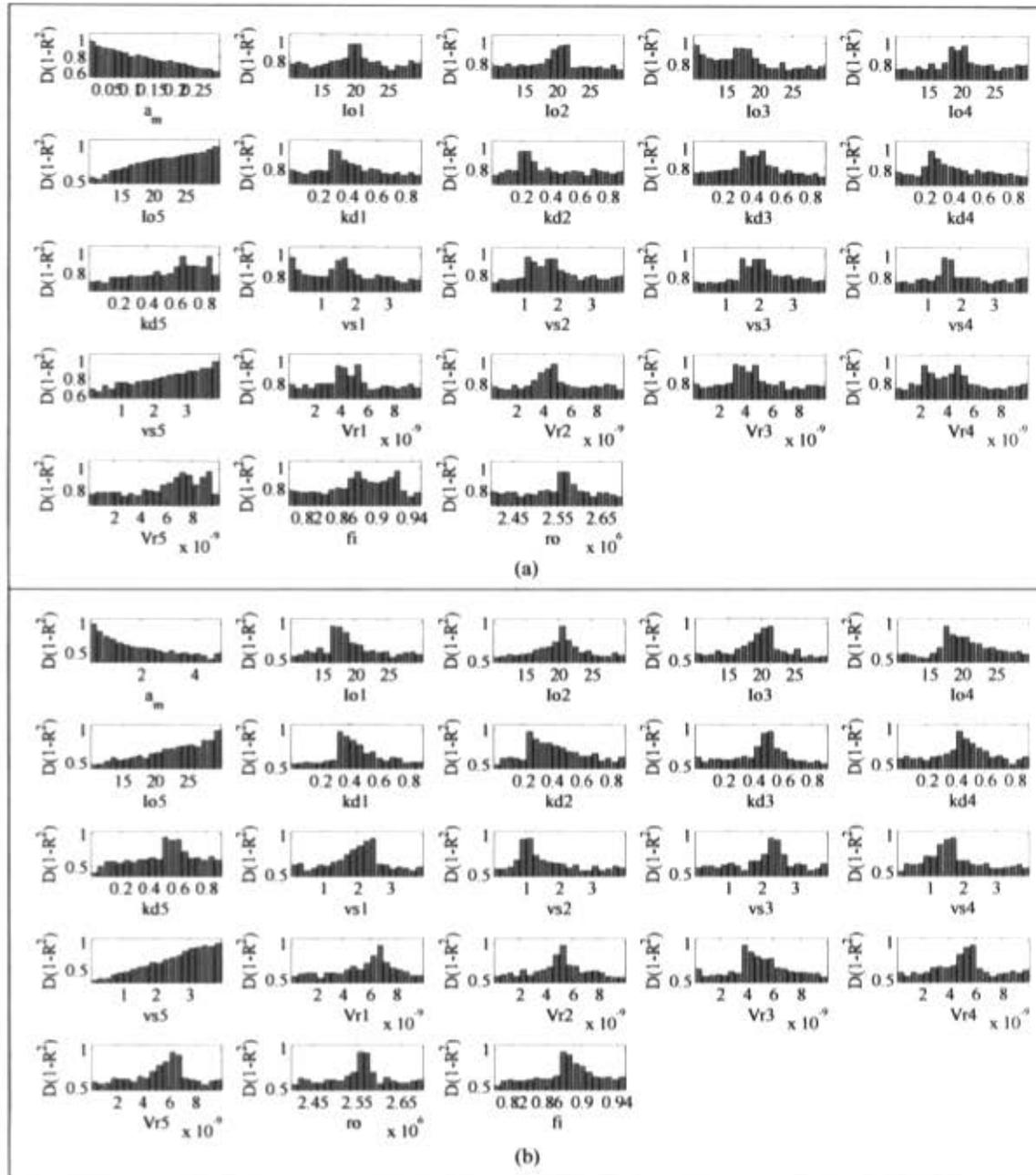


Figura A 30. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

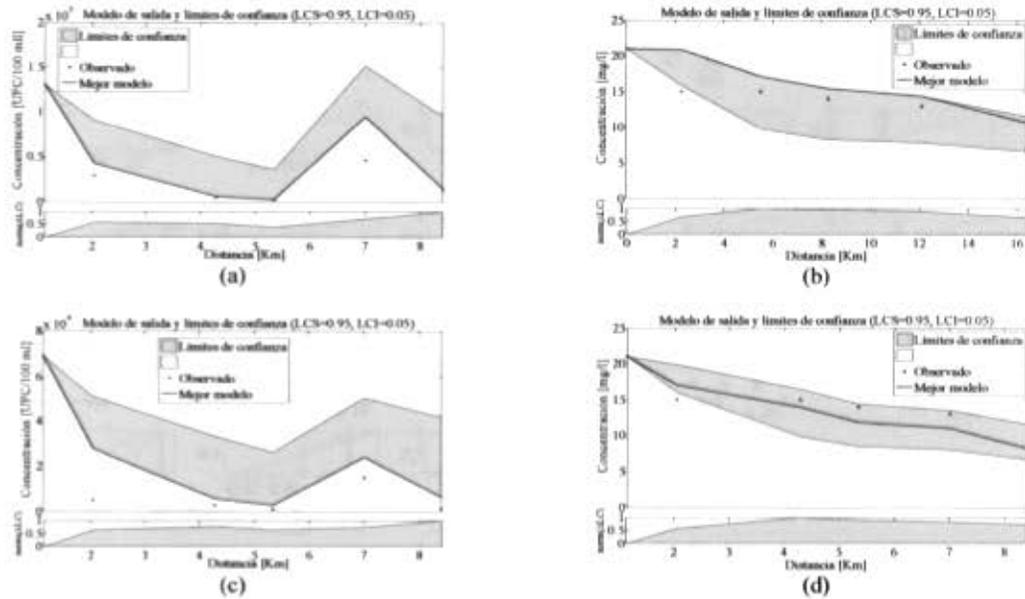


Figura A 31. Análisis de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m), 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros adicionales para simular el transporte de SST (v_s , ρ , ϕ). Calibración del modelo de transporte y decaimiento de CT (a) con acople del modelo de transporte de SST (b), modelo de transporte y decaimiento de *E. coli* (c) con acople del modelo de transporte de SST (d) del río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límites de confianza).

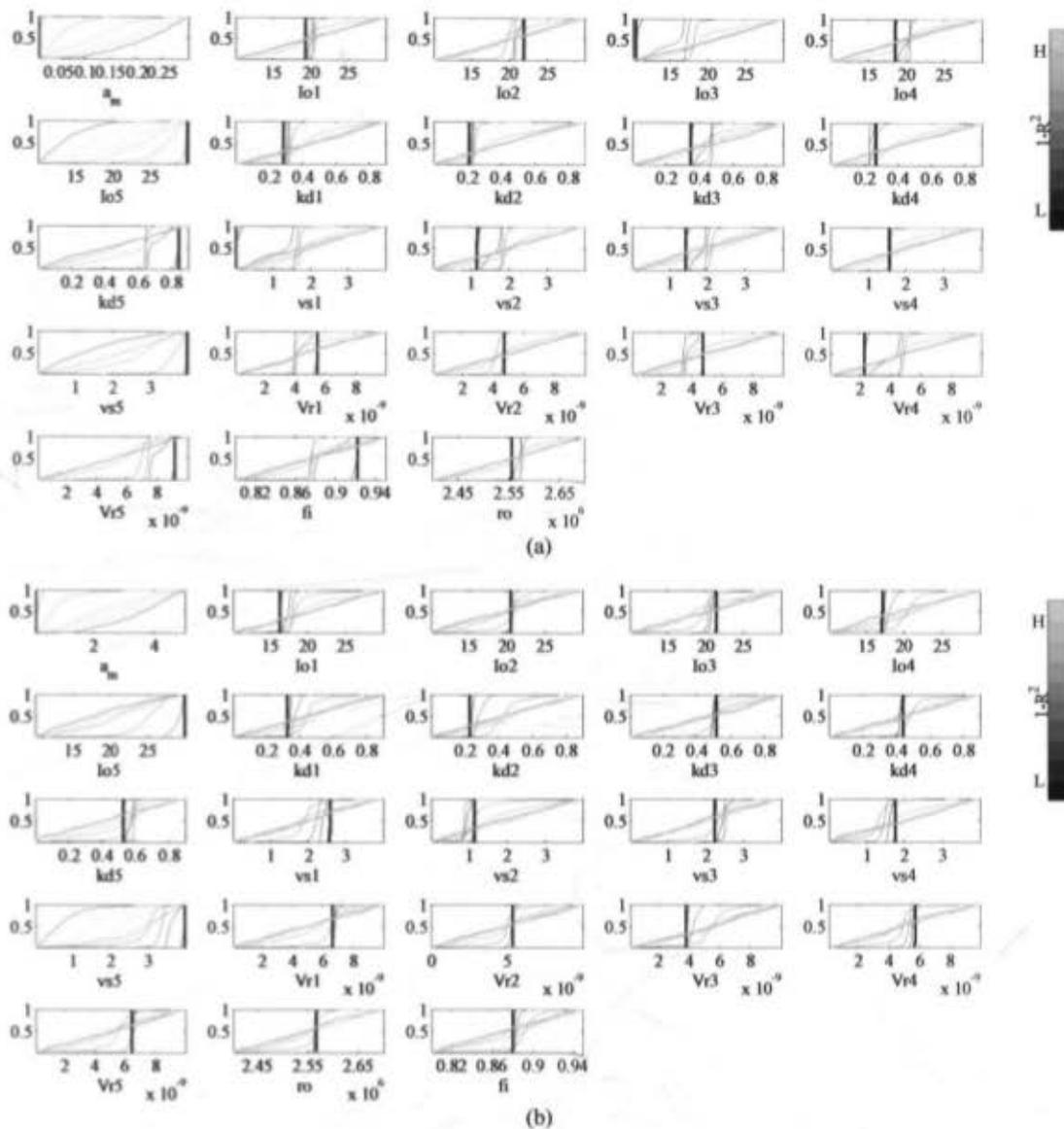


Figura A 32. Sensibilidad regional de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m), 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros adicionales para simular el transporte de SST (v_s , ρ , ϕ). Calibración del modelo de transporte y decaimiento de CT con acople del modelo de transporte de SST (a), y del modelo de transporte y decaimiento de *E. coli* con acople del modelo de transporte de SST (b) del río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

8. REFERENCIAS

- APHA/AWWA/WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, y Water Environment Federation). (2005), Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. Editores: Eaton Andrew D., Clesceri S. Leonore., Rice Eugene W., Greenberg Arnold E., Water Pollution Control Federation. 25 ed., United States of America.
- Arenas Faura, Gustavo Adolfo (2005). "Estimación experimental de la tasa de reaireación en ríos de montaña". Tesis de maestría en Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- ARENAS F., Gustavo A. (2004). "Modelación de la calidad del agua en un río de montaña colombiano (Quebrada La Lejía)". Proyecto de grado. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- ADWG, 2004. National Water Quality Management Strategy, Australian. Drinking Water Guidelines, Australian Government, National Health and Medical Research Council.
- BAI, Sen and LUNG, Wu-Seng. (2005). Modeling sediment impact on the transport of fecal bacteria. En: Water Research. Volume 39. p. 5232–5240.
- BARRERA, S., DÍAZ-GRANADOS, M.; RAMOS J.P., CAMACHO, L. A.; ROSALES, R., ESCALANTE N., TORRES M. (2002). "Modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana". *XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, La Habana Cuba.
- BEAUDEAU, Pascal; TOUSSET, Nicolas; BRUCHON, Franck; LEFEVRE, Amélie; And TAYLOR, Huw D. (2001). In situ measurement and statistical modelling of escherichia coli decay in small rivers. *Water Research*. Vol. 35, No. 13, pp. 3168–3178.
- BEER T, YOUNG P.C. (1983). Longitudinal dispersion in natural streams. *J Environ Eng ASCE*; 109(5):1049–1067. En Cox (2003).
- BENCALA, K.E., and WALTERS R. A., (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: a transient storage model *Water Resources Research*, 19, No. 3, 718-724.
- BEVEN, K. y BINLEY, A. 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*. pp. 279–98.
- BEVEN, K., FREER, J., HANKIN, B. y SCHULZ, K. 2000. The use of generalised likelihood measures for uncertainty estimation in high order models of environmental systems. In: Fitzgerald WJ, Smith RL, Walden AT, Young PC, editors. *Nonlinear and nonstationary signal processing*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 115–51.
- BLACK, K B; PARKER, J.; RENN, S. y WILLIAMS, R. (1999). PC-Quasar: Quality Simulation Along Rivers (User Guide). Version 1.1. Institute of Hydrology, A component part of the Centre for Ecology and Hydrology. Wallingford, Oxon, UK.
- BORDALO, A.A.; ONRASSAMI, R. and DECHSAKULWATANA, C. (2002). Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). En: *Journal of Applied Microbiology*. Volume 93 Issue 5; November. p. 864-871.
- BROOKES, Justin D.; ANTENUCCI, Jason; HIPSEY, Matthew; BURCH, MICHAEL D.; ASHBOLT, NICHOLAS J. and FERGUSON, Christobel. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. En: *Environment International*. Volume 30, Issue 5, July. p. 741-759.
- BRUNNER, Gary W. (2008). HEC-RAS, River Analysis System. Versión 4.0. Hydraulic Reference Manual. US Army Corps of Engineers, Institute For Water Resources, Hydrologic Engineering Center (HEC). Davis, CA.
- BRUNNER, Gary W. (2008a). HEC-RAS, River Analysis System. Versión 4.0. Users Manual. US Army Corps of Engineers, Institute For Water Resources, Hydrologic Engineering Center (HEC). Davis, CA.
- BRUNNER, Gary W. (2008b). HEC-RAS, River Analysis System. Versión 4.0. Release Notes. US Army Corps of Engineers, Institute For Water Resources, Hydrologic Engineering Center (HEC). Davis, CA.
- CAMACHO, L.A. (1997). Extension of the QUASAR water quality model to incorporate dead-zone mixing concepts, *MSc.Dissertation, University of London, Imperial College of Science technology and Medicine*, London.
- CAMACHO, L. A., (2006a) "Calibración y comparación de modelos de transporte de solutos en ríos colombianos", *XXII Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, Ciudad Guayana, Venezuela. Memorias del XXII Congreso.

- CAMACHO, L. A., (2006b). Metodologías de caracterización hidráulica, hidrológica y de autopurificación de ríos de montaña colombianos. Propuesta de investigación, Convocatoria Nacional de Investigación 2006. Facultad de Ingeniería – Sede Bogotá. Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia. p. 8-13.
- CAMACHO, L.A., CANTOR, M., (2006) Calibración y análisis de la capacidad predictiva de transporte de solutos en un río de montaña colombiano, Avances en Recursos Hidráulicos, 14, pp. 39-51.
- CAMACHO, L.A., DÍAZGRANADOS, M.(2003).Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos - Caso Río Bogotá, En memorias del Seminario Internacional la Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, Agua 2003, Cartagena.
- CAMACHO, L.A.; LEES, M.J. (1999). Multilinear discrete lag-cascade model for channel routing. En: *Journal of Hydrology*. 226 p 30–47.
- CAMACHO, L.A.; LEES, M.J. (2000). Modelacion del Transporte de Solutos en Rios Bajo Condiciones de Flujo No Permanente: Un Modelo Conceptual Integrado.
- CAMACHO, L.A., LEES, M.J., (2000a). Solute transport under unsteady flow conditions in rivers: 1. Development of an aggregated dead zone model. *Water Resources Research*.
- CAMACHO, L.A., LEES, M.J., (2000b). Solute transport under unsteady flow conditions in rivers: 2. Investigation of solute transport in the Colorado River, Grand Canyon. *Water Resources Research*.
- CANÓN Z., J. D. (2005). “Determinación del coeficiente de degradación de materia orgánica carbonácea en ríos de montaña”. Tesis de Maestría en Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- CEC, Council of the European Union (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Council of the European Union, Bruselas.
- CEPIS-OPS/OMS (2002) “Diagnóstico de la Situación del Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe”. Consulta en línea: 26 de marzo de 2008.
- CLAVIJO S., William (2002). Metodología para el acople del transporte de sedimentos y la modelación de la calidad del agua (Aplicación al Río Bogotá). Mastersthesis. Universidad de los Andes.
- COX, B. A. (2003). “A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers”. En: *The Science of the Total Environment-Elsevier Science B.V. Volume 314 –316, p. 335-377*.
- CRABTREE, Bob; KELLY, Sarah; GREEN, Hannah; SQUIBBS, Graham and MITCHELL, Gordon (2007). Water Framework Directive Catchment Planning – Apportioning Loads and Assessing Environmental Benefits of Programme of Measures. En: *WaPUG Blackpool*. p. 1-8.
- CUNGE J.A. (1969). On the subject of a flood propagation method. *J Hydraul Res*; 7:205 –230. En Cox (2003).
- CHAPRA, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modelling*, The McGraw-Hill Companies. Inc., New York. p. 503-516.
- CHAPRA, Steve y PELLETIER, Greg (2003)“QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality”. Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.
- CHAPRA, S. C., y RUNKEL R. L. (1998). Modelling impact of storage zones on stream dissolved oxygen, *Journal of Environmental Engineering*, 125, (5), ASCE, 415-419.
- DARAKAS, E. E. (2002). Coli kinetics - effect of temperature on the maintenance and respectively the decay phase *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 101–110
- DÍAZ-GRANADOS, M., CAMACHO, L., BARRERA, S. (2002). “Metodología multicriterio para la priorización de inversión en aguas residuales municipales en Colombia”. *XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes, Bogotá D.C. – Colombia.
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008). MIKE 21 FLOW MODEL, Hydrodynamic Module, User Guide, Release 2008.
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008a). MIKE 3 FLOW MODEL, Hydrodynamic Module, User Guide, Release 2008.
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008b). ECO LAB Reference Manual: Quality Water Templates, Scientific Description, Release 2008.



- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2008c). ECO LAB: Quality Water Templates, Scientific Description, Release 2008.
- DUAN, Qingyun; SOROOSHIAN, Soroosh; GUPTA, Vijai K. *Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models*. Journal of Hydrology 158. Pp. 265-284.
- EATHERALL A., BOORMAN D.B., WILLIAMS R.J., KOWE R. (1998). Modelling in-stream water quality in LOIS. *Sci Total Environ* 1998; 210/211:499–517.
- FEACHEN, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; y MARA, D. D. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater*. Published for the World Bank by John Wiley & Sons. Nueva York. En: Metcalf & Eddy (1995).
- FERGUSON, Christobel; HUSMAN, Ana Maria de Roda; ALTAVILLA, Nanda; Deere Daniel and Ashbolt, Nicholas. (2003). Fate and Transport of Surface Water Pathogens in Watersheds. En: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Volume 33, Issue 3, 15 July 2003, Pages 299-361.
- GONZÁLEZ, R.A. (2008). Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- HAYDON, S. y DELETIC, A. (2006). Development of a coupled pathogen-hydrologic catchment model. En: *Journal of Hydrology*. Volume 328, Issues 3-4. p. 467-480.
- HIPSEY, M. R. (2007) Dynamics of microbial pollution in aquatic systems School of Earth and Environmental Sciences. Phdthesis. University of Adelaide.
- IRVINE, Kenneth; MILLS, Paul; BRUEN, Michael; WALLEY, William; HARTNETT, Michael; BLACK, Andrew; TYNAN, Suzanne; DUCK, Robert; BRAGG, Olivia; ROWEN, John; WILSON, James; JOHNSTON, Paul; and O'TOOLE, Constanze (2005). *Water Framework Directive – An Assessment of Mathematical Modelling in its Implementation in Ireland*. Prepared for the Environmental Protection Agency by Department of Zoology, Trinity College Dublin.
- JAMIESON, R.; JOY, D. M.; LEE, H.; KOSTASCHUK, R.; y GORDON, R. (2005). Transport and deposition of sediment-associated *Escherichia coli* in natural streams. *Water Research*, volume 39, p. 2665–2675.
- KADLEC, R. H. y KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. p. 534-543.
- LEES, M.J., CAMACHO, L.A., WHITEHEAD, P.G. (1998). Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate deadzone mixing. *Hydrology and Earth System Sciences*; 2(2–3):353–365.
- LEWIS DR, Williams RJ, WHITEHEAD PG. (1997). Quality simulation along rivers (QUASAR): an application to the Yorkshire Ouse. *Sci Total Environ*;194/195:399–418.
- MANRIQUE, V. A. (2008). Modelación matemática de sólidos totales suspendidos en ríos de montaña. Trabajo de grado. Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia.
- MARA, D. D. (1974). *Bacteriology for Sanitary Engineers*. Churchill Livingstone. Edinburgh.
- MATHWORKS, INC. (2008). MATLAB, The Language of Technical Computing. Version 7.6.0.324, February 10.
- MAYA, Diana M. (2004). Estudio de alternativas de desinfección para el control de patógenos en el río Bogotá. Tesis de Maestría. Universidad de los Andes. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental.
- MCINTYRE, Neil R.; WAGENER, Thorsten; WHEATER, HOWARD S. and YU, Zeng Si (2003). Uncertainty and risk in water quality modelling and management. En: *Journal of Hydroinformatics*. Volumen 05.4, p. 259-274.
- MEDEMA, G. J. and SCHIJVEN J. F. (2001). Modelling the sewage discharge and dispersion of cryptosporidium and giardia in surface water. *Water Research*. Volume 35, Issue 18, pp. 4307-4316.
- METCALF & EDDY, INC. *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª ed. Madrid: McGraw Hill, 1995. p. 103-116.
- NASH J.E. (1959). A note on the muskingham flood routing method. *J Geophys Res*; 64:1053–1056. En Cox (2003).
- NIAID (National Institute of Allergy and Infectious Diseases) (2008). National Institute of Health. <http://www3.niaid.nih.gov/> (página consultada el 15 de octubre de 2008).
- OMS, Organización Mundial de la Salud (WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION), (2006). *Guidelines for drinking-water quality. Incorporating first addendum*. 3ed. Geneva, Switzerland. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf (Consulta: 26 octubre, 2007).
- OMS y UNICEF (United Nations Children's Fund), (2000). "Global water supply and sanitation assessment 2000 report". Geneva, Switzerland. New York, USA. pp 1, 55-71.
- OPS (Organización Panamericana de la Salud), (1999). La desinfección del agua. En: Agua. Publicación No. OPS/HEP/99/32.

- PELLETIER, Greg; CHAPRA, Steve (2006). QUAL2Kw. Theory and documentation (version 5.1). A modeling framework for simulating river and stream water quality. Washington State Department of Ecology. Olympia, Washington. pp. 54.
- POND, Kathy; RUEEDI, Joerg; PEDLEY, Steve. Pathogens in drinking water sources. The MicroRisk Project, Microbiological risk assessment: a scientific basis for managing drinking water safety from source to tap. United Kingdom, Guildford, Surrey: Robens Centre for Public and Environmental Health, 2004. p. 6.
- PRÜSS, A. and HAVELAAR, A. The global burden of disease study and applications in water, sanitation and hygiene. In: *Water Quality: Standards and Health*, L. Fewtrell and J. Bartram (Eds.). IWA Publishing. London, UK (2001); p. 43-59. En: POND et al (2004)
- PRÜSS, A., Kay, D., FEWTELL, L. and BARTRAM, J.. Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, (2002) 110(5), 537-542. En: POND et al (2004)
- RAUTER, Andrea; WEIGELHOFER, Gabriele; WARINGER, Johann and BATTIN, Tom J. (2005). Transport and Metabolic Fate of Sewage Particles in a Recipient Stream. En: *Journal of Environmental Quality*. Volume 34, p. 1591–1599.
- RACINY Aleman, Isabel Cristina. (2003). "Investigación y extensión del modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana". Tesis de maestría en Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá.
- RAMOS, Juan Pablo; CAMACHO, Luis Alejandro. (2004). Análisis del impacto del vertimiento de hierro resultante de un proceso de tratamiento primario de aguas residuales domésticas descargadas al Río Bogota (Colombia). En *memorias del XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, São Pedro, Estado De São Paulo, Brasil.
- RODRÍGUEZ, E.A. (2005). *A Comparison Between Three Hydrological Simulations in a Northern Environment*. PhD Dissertation, University of Waterloo, Canada.
- ROMANOWICZ, Renata y BEVEN, Keith. 2005. Comments on generalised likelihood uncertainty estimation. *Reliability Engineering & System safety*. pp. 1-7.
- RUTHERFORD, J. C., (1994) *River mixing*, John Wiley & Sons, Chichester.
- SAUNDERS, Ann. (2004). Comparison of Water Quality Models. Techreport of Water Framework Directive (WFD).
- SCHILD, R. y PROCHNOW, D. (2001). Coupling of biomass production and sedimentation of suspended sediments in eutrophic rivers. En: *Ecological Modelling*. Volume 145. p 263-274.
- SIMPSON, Joyce M.; SANTODOMINGO, Jorge W.; REASONER, Donald J. (2002). Microbial Source Tracking: State of the Science. En: *Environmental Science & Technology* Volumen 36 No.24. pp. 5279 – 5288.
- SSP (Superintendencia de Servicios Públicos) (2005). Informe nacional de la calidad del agua. Bogotá, Colombia.
- TCHOBANOGLIOUS, G. (1987). *Water Quality: characteristics, modeling, modification*. Ed. Addison-Wesley.
- TORRES, J.A. y CAMACHO, L.A. (2008). "Metodología para determinar el decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña", XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Cartagena de Indias, Colombia. *Memorias del XXIII Congreso*.
- TORRES, J.A. y CAMACHO, L.A. (2008a). "Marco de modelación de organismos patógenos en ríos de montaña", XVIII Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología, Bogotá, D.C, Colombia. *Memorias del XVIII Seminario*.
- UNESCO/WHO/UNEP (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Great Britain, Cambridge: University Press; p. 117-122.
- UNIANDES (2002). *Aplicación de un Modelo Numérico para la Priorización de la Gestión de Aguas Residuales Domésticas en Colombia*. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Bogotá D.C. Colombia.
- UNIANDES - EAAB (2003). *Modelación de la calidad del agua del río Bogotá*. Informe final. Bogotá, D.C., Colombia.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2003), *Membrane Filtration Guidance Manual (Draft)*.
- Yang, L.; LIN, B.; KASHEFIPOUR, S.M.; FALCONER, R.A. (2002). Integration of a 1-D river model with object-oriented methodology *Environmental Modelling & Software*, 2002, 17, 693–701.



- YOUNG, P.C.; WALLIS, S.G. (1986) The Aggregated Dead Zone (ADZ) model for dispersion in rivers. Proceedings of the BHRA Conference water quality modelling in inland natural environment. Plymouth, UK: British Hydrological Research Association; p. 421–433. En Cox (2003).
- YOUNG P. C. y WALLIS S. G. (1993). Solute Transport and Dispersion in Channels. En Channel network Hydrology. p. 129-173. Beven, K. y Kirkby, M. J. (Editores). John Wiley & Sons Ltda.
- WALLIS, S.G.; YOUNG, P.C.; BEVEN K.J. (1989). Experimental investigation of the aggregated dead zone model for longitudinal solute transport in stream channels. Proc Inst Civ Eng (UK);87(2):1 –22. En Cox (2003).
- WESTRELL, Therese (2004). "Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems". Linköping Studies in Arts and Science. Department of Water and Environmental Studies Linköping University. Sweden. P 3-32
- WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. Incorporating first addendum. 3ed. Geneva, Switzerland, 2006. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf (Consulta: 26 octubre, 2007).
- WHO and UNICEF, World Health Organization and United Nations Children's Fund. Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report. Geneva/New York, 2000. p. 1-8.
- WHITEHEAD P.G., WILLIAMS R.J., LEWIS D.R. (1997). Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development. Sci Total Environ; 194/195: 447–456.
- WILKINSON, Jeremy; JENKINS, Alan; WYER, Mark y KAY, David. (1995).Modelling faecal coliform concentrations in streams. Report No. 127. Natural Environmental Research Council. Institute of Hydrology. Crowmarsh Gifford Wajlingford Oxfordshire U.K.

Apéndice 1. Revisión extendida de los aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

En este capítulo se presenta la versión extendida del capítulo 2 de este documento: revisión de los aspectos relacionados con el transporte y decaimiento de organismos patógenos. Se presentan brevemente una descripción de los principales Se definen los organismos patógenos índice elegidos: el grupo de bacterias Coliforme Total y la especie *Escherichia coli*. Adicionalmente se discute sobre la relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en las corrientes naturales y su incidencia en el abastecimiento del recurso en Colombia. Se presentan los principales factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de bacterias y se discute brevemente sobre los modelos disponibles en la literatura relacionados con el transporte y decaimiento de patógenos en ríos. El capítulo concluye con el resumen de las tasas de decaimiento de bacterias coliformes reportadas en varios estudios.

1. Organismos patógenos presentes en corrientes naturales.

El agua como elemento esencial para preservar la vida, debe abastecerse de manera adecuada y segura, garantizando con equidad su disponibilidad para la población mundial entera. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) el mejoramiento al acceso de agua potable segura se traduce en beneficios tangibles para la salud. En este sentido, todo esfuerzo en procura de un abastecimiento adecuado, seguro y equitativo debe garantizar agua potable de la mejor calidad como sea posible.

Por otra parte, teniendo en cuenta que la gran mayoría de problemas de salud relacionados con el agua son el resultado del grado de contaminación microbiana, bien sea ésta bacteriológica, viral, protozoaria o de otra índole biológica, es importante tener presente el apreciable número de problemas serios para la salud que pueden ocurrir como resultado de la contaminación del agua potable (OMS, 2006).

En términos generales, el mayor riesgo microbiológico está asociado con la ingestión de agua contaminada con heces humanas o animales (incluso de las aves). Las heces son una fuente de organismos patógenos, *i.e.* bacterias, virus y parásitos (e.g., protozoos y helmintos). Las heces humanas pueden contener una gran variedad de organismos patógenos intestinales que pueden causar enfermedades como la gastroenteritis moderada o severa, y/o enfermedades fatales como la disentería, el cólera y la tifoidea, por hacer mención de algunas de ellas (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). Las enfermedades contagiosas causadas por estos organismos son las más comunes y



endémicas, razón por la cual la carga que ejercen sobre la salud pública se determina teniendo en cuenta la severidad de la enfermedad asociada con los patógenos, su grado de infectividad y la población expuesta (OMS, 2006).

Con el fin de definir lineamientos para garantizar que el abastecimiento de agua potable sea seguro frente a la contaminación microbiana la OMS (2006) recomienda el uso de múltiples controles dispuestos desde la captación hasta el consumidor que permitan prevenir la contaminación del agua potable o permitan reducir la contaminación hasta niveles no perjudiciales para la salud. Con el fin de mantener y proteger la calidad del agua tratada, los controles deben enfocarse hacia la protección de las fuentes de agua y hacia la apropiada elección, operación y administración de los sistemas de distribución. Como estrategia básica de control se tiene aquella en la que es prioritaria la administración del recurso en procura de la prevención o reducción de la descarga de organismos patógenos en las fuentes de agua, complementada con el aumento del nivel confianza en los procesos de tratamiento (OMS, 2006).

Adicionalmente, las aguas superficiales naturales también pueden contener microorganismos autóctonos, como bacterias, hongos, organismos unicelulares (protozoos) y microorganismos con pigmentos fotosintéticos (algas). Algunos de éstos son conocidos por producir toxinas y transmitir, o causar, enfermedades (UNESCO/OMS/UNEP, 1996).

Según la OMS (2006) el objetivo principal para establecer el aseguramiento contra el riesgo microbiano está relacionado con el conocimiento de la contaminación por organismos patógenos presentes en las heces. Desde el punto de vista microbiano, la calidad del agua a menudo varía rápidamente abarcando un rango temporal amplio. A corto plazo, los picos en la concentración de patógenos pueden incrementar los riesgos considerablemente y pueden ser el inicio de una epidemia debido a la propagación de una enfermedad causada por el consumo de agua contaminada. Aún más, mientras la contaminación microbiana se detecta, el tiempo transcurre y muchas personas resultan expuestas. De aquí, que la confianza no debe ser puesta únicamente sobre el producto final, lo cual es muy frecuente para garantizar que el agua potable esté libre de agentes microbianos.

En este orden de ideas resulta indispensable el conocimiento de la presencia de microorganismos patógenos en las fuentes de abastecimiento de agua y en las fuentes receptoras con el fin de implementar las medidas de control pertinentes que permitan mantener y proteger la calidad del agua tratada y de las fuentes naturales.

Los organismos patógenos asociados con la contaminación del agua están funcionalmente divididos en cinco grupos: bacterias, virus, protozoos, helmintos y fungi (Chapra, 1997). A continuación se

hace una breve descripción de estos organismos y las enfermedades más comunes asociadas con su presencia en corrientes naturales.

1.1. Bacterias patógenas.

Las bacterias son organismos microscópicos, unicelulares que carecen de un núcleo bien definido y no contienen clorofila (Chapra, 1997). Las bacterias patógenas que se transmiten por el agua más conocidas son: *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Vibrio* y *Yersinia*. Otros organismos patógenos que ocasionalmente se encuentran son: *Mycobacterium*, *Pasteurella*, *Leptospira* y *Legionella* (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). La mayoría de las bacterias potencialmente patógenas transmitidas por agua infectan el tracto gastrointestinal y son excretadas en las heces de humanos infectados y otros animales. Sin embargo algunas otras, también patógenas como la *Legionella*, *Burkholderia*, *pseudomallei* y las mycobacterias atípicas, pueden crecer en el agua y en los suelos. Las rutas de transmisión de éstas incluyen inhalación y contacto (baño) y causan infecciones en el tracto respiratorio, la piel o el cerebro (OMS, 2006).

Campylobacter spp. es una de las causas más importantes de gastroenteritis aguda a nivel mundial. *Campylobacter jejuni* es la especie aislada más frecuente en pacientes con enfermedad diarreica aguda y relativamente presenta una alta capacidad infectiva al compararla con otras bacterias patógenas. Las cadenas patogénicas de *Escherichia coli*, en adelante *E. coli*, se presentan en grandes números dentro de la flora intestinal humana y de otros animales, donde en general no causan daño. Sin embargo, en otras partes del cuerpo, pueden causar enfermedades serias como las infecciones del tracto urinario, bacteremia y meningitis. *E. coli* ha sido identificada con base en diferentes factores de virulencia: *E. coli* enterohemorrágica (EHEC), *E. coli* enterotoxigénica (ETEC), *E. coli* enteropatogénica (EPEC), *E. coli* enteroinvasiva (EIEC), *E. coli* enteroagregativa(EAEC) y *E. coli* difusivamente adherente (DAEC). Los serotipos de EHEC tales como *E. coli* O157:H7 y *E. coli* O111, son responsables de los cuadros diarreicos moderados hasta los altamente hemorrágicos. Entre el 2% y el 7% de los casos pueden desarrollar el síndrome hemolítico urémico (HUS), el cual es potencialmente fatal y se caracteriza por la falla renal moderada y anemia hemolítica. Los niños menores de 5 años son los más expuestos a desarrollar este síndrome (OMS, 2006).

Con relación a las diferentes especies de *Vibrio* solamente la *Vibrio Cholerae* es la única especie patogénica de importancia para los ambientes de aguas naturales. Mientras que varios serotipos pueden causar diarrea, solamente los O1 y O139 causan los síntomas clásicos del cólera. El clásico biotipo del serovar O1 ha sido considerado como el responsable de las primeras seis pandemias de cólera, mientras que el biotipo del O1 denominado El Tor es responsable de la séptima pandemia



que inició en 1961. Epidemias de cólera continúan ocurriendo en muchas áreas de los países en desarrollo (OMS, 1996).

Una descripción general de las bacterias patógenas presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

1.2. Organismos patógenos virales.

Los virus son un gran grupo de agentes infecciosos submicroscópicos (10 a 25 nm), compuestos de una cubierta proteínica que rodea un centro ácido nucleico que contiene toda la información requerida para su propia reproducción. No pueden dividirse o reproducirse por sí mismos, por esto infectan otro organismo en el que residen y se reproducen a gran escala a costa de éste (Chapra, 1997; Kadlec y Knight, 1996).

Los virus transmitidos por medio acuático son predominantemente aquellos que pueden infectar el tracto intestinal y son excretadas en las heces de humanos infectados, *i.e.* virus entéricos. Con excepción de la hepatitis E, los humanos son la única fuente de las especies de virus infecciosas en humanos. Los virus entéricos típicamente causan enfermedades agudas dentro de un corto periodo de incubación. (OMS, 2006).

Dentro de los virus entéricos que pueden encontrarse en cuerpos de agua se tienen los Adenovirus, Enterovirus, Agente Norwalk, Reovirus, Rotavirus y aquellos que provocan la hepatitis. Todos los virus son altamente infecciosos (UNESCO/OMS/UNEP, 1996). El género Enterovirus es una de las causas más comunes de infecciones humanas. Se estima que causan 30 millones de infecciones en EUA cada año. Este género consiste de 69 serotipos (especies) que infectan los humanos: tipos poliovirus 1-3, coxsackievirus tipos A1-A24, coxsackievirus tipos B1-B6, ecovirus tipos 1-33 y los enterovirus tipos EV68-EV73. Otras especies del género infectan animales en lugar de humanos, *i.e.* grupo de enterovirus bovino. El espectro de enfermedades causadas por los enterovirus es amplio y abarca desde enfermedades febriles moderadas hasta miocarditis, meningoencefalitis, poliomiелitis, herpangina y disfunción multiorgánica neonatal (OMS, 2006).

El virus hepatitis A, HAV, es altamente infeccioso aún en bajas dosis de infección. El virus causa la enfermedad hepatitis A comúnmente denominada "hepatitis infecciosa". Al igual que otros miembros del grupo de los virus entéricos, HAV entra en el tracto intestinal mediante ingestión en donde infecta las células epiteliales y desde allí ingresa al torrente sanguíneo alcanzando el hígado causando daño severo en sus células. En general la severidad de la enfermedad incrementa con la edad (OMS, 2006).

Los rotavirus humanos (HVRs) son la causa más importante de muerte en niños en el mundo. Alrededor de 50% a 60% de los casos de gastroenteritis aguda de los niños hospitalizados a lo largo del mundo son causados por HVRs. Los virus infectan las células en las vellosidades del intestino lo cual interrumpe el transporte de sodio y glucosa. Una infección aguda sin el tratamiento apropiado redundará en deshidratación y puede llegar a ser fatal (OMS, 2006).

Una descripción general de los virus patógenos presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

1.3. Organismos patógenos protozoarios.

Los organismos protozoarios son organismos unicelulares que se reproducen por fisión (Chapra, 1997). Se encuentran dentro de las causas más comunes de infección y enfermedad en los humanos y otros animales. El control de la transmisión de organismos protozoarios en el agua es exigente debido a que la mayoría producen cistos, oocistos o huevos que son extremadamente resistentes a los procesos que se utilizan generalmente para la desinfección de agua y en algunos casos son difíciles de remover mediante los procesos de filtración. Algunos de estos organismos causan enfermedades emergentes. En los últimos 25 años, el ejemplo más notable de enfermedad emergente causada por un organismo patógeno protozoario es la cryptosporidiosis.

Los protozoos de importancia para el ingeniero ambiental son las amebas, los flagelados y los ciliados libres y fijos. En el agua de suministro de agua potable es importante controlar la presencia de *Giardia lamblia* y del *Cryptosporidium*, como agente causante de infecciones potencialmente mortales para pacientes con síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA) (Metcalf & Eddy, 1995).

El organismo patógeno protozoario *Giardia* es un parásito conocido por la humanidad durante 200 años. Básicamente, luego de ingerir y excitar los cistos de *Giardia*, los trofozooides atacan e infectan la superficie del tracto gastrointestinal. Las infecciones tanto en niños como en adultos pueden ser asintomáticas. Los síntomas generalmente incluyen diarrea y contracciones musculares, y en casos severos puede presentarse deficiencia de absorción en el intestino delgado siendo este caso más común en los niños en sus primeros años de vida (OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2004).

Otro organismo patógeno protozoario de importancia es la *Entamoeba histolytica*. Este organismo es el patógeno intestinal más prevalente a nivel mundial y pertenece a la superclase Rhizopoda del suborden Sarcodina. La enfermedad clínica resulta de la penetración de las células epiteliales en el tracto gastrointestinal por medio de los trofozooides amébicos. En algunos casos puede invadir otras



partes del cuerpo como el hígado, pulmones y el cerebro, llegando incluso a tener consecuencias fatales.

Una descripción general de los organismos protozoarios patógenos presentes en aguas naturales y residuales, efectos asociados en la salud humana, fuentes y ocurrencia, rutas de exposición, importancia en el suministro de agua potable y bibliografía adicional actualizada se encuentra en OMS (2006).

1.4. Organismos patógenos helmintos.

Los organismos patógenos del grupo helminto comprenden diferentes tipos de gusanos. Los gusanos parasitarios mayores son clasificados en el phylum Nematoda (gusanos redondos, ascárides) y en el phylum Platelminos (gusanos planos incluyendo los trematodos). Los parásitos helmintos infectan un gran número de personas y animales a nivel mundial. Para la mayoría de los helmintos el agua potable no es una ruta de transmisión importante, aunque hay dos excepciones: el gusano de guinea (*Dracunculus medinensis*) responsable de la enfermedad Dracunculiasis y las especies de *Fasciola* (*F. hepática* y *F. gigantica*) causantes de la fasciolosis. Otras enfermedades causadas por los helmintos pueden ser transmitidas por contacto con el agua como la esquistosomiasis (*schistosoma* spp.) o están asociadas con el uso agrícola de aguas residuales sin tratamiento como la ascariasis (*Ascaris lumbricoides*), trichuriasis (*Trichuris trichiura*), infecciones de anquilostoma y estrongiloidiasis (*Strongyloides stercoralis*)(OMS, 2006).

En la Tabla 1 se resumen las enfermedades más comunes asociadas con la presencia de organismos patógenos en corrientes naturales y que son relevantes en el suministro y abastecimiento de agua potable. También se presenta información adicional sobre los patógenos como su incidencia en la salud humana, persistencia en el medio, resistencia al cloro e infectividad relativa. No se relacionan todos los organismos patógenos que son transmitidos por medio del agua ya que el número de patógenos conocidos cuya ruta de transmisión es el agua, continúa incrementándose tanto en la medida en que son descubiertos organismos patógenos nuevos o previamente no reconocidos.

Con el fin de ampliar sobre la incidencia de los organismos patógenos en la salud humana, se recomienda la lectura de Westrell (2004) quién presenta una revisión sobre la transmisión de las enfermedades infecciosas en el medio ambiente reportando la ocurrencia de enfermedades epidémicas asociadas con el consumo de agua potable y aguas recreacionales, así como las enfermedades asociadas con la reutilización de aguas residuales y lodos. Así mismo presenta, como parte de los resultados de varios estudios, concentraciones de organismos patógenos en aguas superficiales, tasas de inactivación de patógenos en heces y tasas de decaimiento de patógenos en

corrientes superficiales (*Campylobacter*, *E. coli* enterohemorrágica, virus entéricos, hepatitis A, *Salmonella*, rotavirus, adenovirus, *Giardia*, *Cryptosporidium*).

2. Relevancia de las enfermedades asociadas con la presencia de patógenos en corrientes naturales e incidencia en el abastecimiento del recurso.

Según Pond *et al.* (2004) las enfermedades gastrointestinales son, en su mayoría, la consecuencia de un sistema sanitario inadecuado y de una baja calidad del agua. Prüss y Havelaar (2002) afirman que 2.4 millones de muertes se presentan por causa de estas enfermedades, lo cual a escala global, las posiciona en la sexta causa más alta de mortalidad y tercera en la lista de morbilidad. Prüss *et al.* (2002) estiman que a nivel global, el 5.7% de la carga que imponen las enfermedades se debe a la baja calidad del agua, sanidad e higiene. Esta carga en la salud la soportan básicamente las poblaciones de los países en desarrollo y los niños.

Tabla A1- 1. Organismos patógenos transmitidos por agua contaminada y su significancia en el abastecimiento del agua (Adaptado de: OMS, 2006 complementado con Metcalf & Eddy, 1995; Kadlec y Knight, 1996).

Organismo patógeno	Importancia en la salud	Enfermedad	Persistencia en fuentes de agua*	Resistencia al cloro ^b	Infectividad relativa ^c	Fuente animal importante
Bacteria						
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Baja		Puede multiplicarse	Baja	Baja	No
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alta	Gastroenteritis, campylobacteriosis, meningitis	Moderada	Baja	Moderada	Si
<i>Clostridium</i> spp		Tétano				
<i>Escherichia coli</i> – Patógena ^d	Alta	Gastroenteritis, bacteremia, meningitis	Moderada	Baja	Baja	Si
<i>E. coli</i> – Enterohemorrágica	Alta	Colitis hemorrágica	Moderada	Baja	Alta	Si
<i>Legionella</i> spp.	Alta	Legionelosis	Multiplicación	Baja	Moderada	No
<i>Leptospira</i> (150 spp.)		Leptospirosis				
<i>Mycobacteria</i> no tuberculosa	Baja		Multiplicación	Alta	Baja	No
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Moderada		Puede multiplicarse	Moderada	Baja	No
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Fiebre Tifoidea	Moderada	Baja	Baja	No
<i>Salmonella</i> (1700 spp.)	Alta	Salmonelosis	Puede multiplicarse	Baja	Baja	Si
<i>Shigella</i> spp.	Alta	Disenteria	Breve	Baja	Moderada	No
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Colera, gastroenteritis	Breve	Baja	Baja	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Alta	Yersiniosis	Prolongada	Baja	Baja	Si
Virus						
Adenovirus (31 especies)	Alta	Enfermedad respiratoria	Prolongada	Moderada	Alta	No
Enterovirus (67especies)	Alta	Diarrea, enfermedad febril moderada, enfermedad respiratoria, poliomieltis	Prolongada	Moderada	Alta	No
Hepatitis A virus	Alta	Hepatitis infecciosa	Prolongada	Moderada	Alta	No
Hepatitis E virus	Alta		Prolongada	Moderada	Alta	En potencia
Agente Norwalk		Gastroenteritis				
Norovirus y sapovirus	Alta		Prolongada	Moderada	Alta	En potencia
Reovirus		Gastroenteritis				
Rotavirus	Alta	Diarrea	Prolongada	Moderada	Alta	No
Protozoo						
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Alta		Prolongada	Alta	Alta	No
<i>Balantidium coli</i>		Disenteria				
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alta	Criptosporidiosis	Prolongada	Alta	Alta	Si
<i>Cyclospora cayentanensis</i>	Alta		Prolongada	Alta	Alta	No
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alta	Amebiasis	Moderada	Alta	Alta	No
<i>Giardia intestinalis</i>	Alta	Giardiasis, Hikers	Moderada	Alta	Alta	Si



Organismo patógeno	Importancia en la salud	Enfermedad	Persistencia en fuentes de agua ^a	Resistencia al cloro ^b	Infectividad relativa ^c	Fuente animal importante
<i>Naegleria fowleri</i>	Alta		Puede multiplicarse	Alta	Alta	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	Alta		Prolongada	Alta	Alta	Si
Helminto						
<i>Ascaris lumbricoides</i>		Ascariasis				
<i>Diphyllobothrium latum</i>		Gusanos planos en peces				
<i>Enterobius vericularis</i>		Lombriz intestinal				
<i>Dracunculus medinensis</i>	Alta		Moderada	Moderada	Alta	No
<i>Fasciola hepática</i>		Enfermedades del hígado				
<i>Fasciolopsis buski</i>		Enfermedades intestinales				
<i>Hymenolpis nana</i>		Gusanos planos				
<i>Opisthorchis spp.</i>		Infecciones del ducto biliar				
<i>Schistosoma spp.</i>	Alta	Esquistosomiasis	Breve	Moderada	Alta	Si
<i>Taenia spp.</i>		Gusanos planos				
<i>Trichuris trichura</i>		Gusanos con forma de látigo				
Fungi						
<i>Aspergillus fumigatus</i>		Aspergilosis				
<i>Candida albicans</i>		Infecciones por hongos				

^aPeriodo de detección para la fase infectiva en agua a 20 °C: breve, hasta 1 semana; moderada, 1 semana a 1 mes; prolongada, mayor que 1 mes. ^bCuando la fase infectiva está libremente suspendida en agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales. Resistencia moderada, el agente no puede ser destruido completamente. ^cDeterminada a partir de experimentos con humanos voluntarios o evidencia epidemiológica. ^dIncluye enteropatógena, enterotoxigénica y enteroinvasiva.

Según OMS y UNICEF (2000) al inicio del año 2000, el 18 % de la población mundial (1.1 billones de personas) no tenían acceso a un adecuado suministro de agua y el 39 % de la población mundial (2.4 billones de personas) carecían de acceso a un apropiado sistema sanitario. La mayoría de esta población habita en Asia y África. El abastecimiento de agua potable y el sector sanitario debe enfrentar enormes retos en las próximas décadas. Se espera que las poblaciones urbanas de África, Asia y Latino América y el Caribe aumenten dramáticamente. La población urbana de Latinoamérica y el Caribe se espera que se incremente por lo menos en un 50% durante los próximos 25 años. Basándose en información sobre el 99 % de la población de Latinoamérica y el Caribe, el reporte de la OMS y la UNICEF (2000) sobre la Evaluación Global del Abastecimiento de Agua y Sanidad, establece que la región tiene relativamente altos niveles de servicio. Por ejemplo, la cobertura total del abastecimiento de agua aproximadamente beneficia al 85% de la población, mientras que la sanidad total es ligeramente menor, ya que cubre al 78%.

De acuerdo con OMS y UNICEF (2000), la población colombiana se beneficia de la cobertura de servicios públicos en 91% para abastecimiento de agua potable y 85% en sanidad. En general, la población urbana cuenta con agua potable en un 98% y la cobertura en sanidad alcanza el 97% de la población. En cuanto a la población rural, la proporción de estos servicios es del 73% y 51%, respectivamente. Sin embargo, teniendo en cuenta de que éstas son cifras alentadoras, aún se requieren esfuerzos importantes para estar a la par con los países desarrollados (96% de abastecimiento de agua y 92% de cobertura sanitaria para Europa y 100 % para ambos sectores en Estados Unidos de América y Canadá) (OMS y UNICEF, 2000).

Adicionalmente y según el Informe Nacional de la Calidad del Agua para el año 2004 (SSP, 2005) la población afectada por el suministro de agua no potable en Colombia, se concentra en su mayoría en los municipios con una población menor a 50.000 habitantes. De 279 municipios analizados cuya población total, para el 2004, se estima de 27'325.348 habitantes, se suministra agua no apta para el consumo humano a 184 municipios que concentran el 28% de la población afectada, correspondiente a 7.635.652 habitantes.

El mismo Informe señala que en cuanto al cumplimiento de los valores admisibles en los análisis organolépticos y fisicoquímicos, señalados en el Decreto 475 de 1998 en los artículos 7, 8, 9 y 10, 60 prestadores de servicios públicos incumplieron en 64 municipios con dichos valores, lo que representa un 22% de los prestadores y un 26% del total de municipios servidos, correspondiente a un 12% del total de la población muestreada es decir 3.277.371 habitantes.

Un caso más dramático se presenta al evaluar el cumplimiento de los valores admisibles en los análisis microbiológicos señalados en el artículo 25 del Decreto en mención. 130 prestadores del servicio público de acueducto suministran agua no apta desde el punto de vista microbiológico en ciento setenta y siete (177) municipios, lo que representa un 72% de los prestadores evaluados y el 63% de los municipios servidos y un 27,2% de la población correspondiente a 7'429.884 habitantes.

El "Water Supply and Sanitation Collaborative Council (WSSCC)" como una parte del plan de trabajo que lidera el Segundo Foro Mundial del Agua realizado en La Haya en marzo de 2000, establece como objetivo para el año 2025 que se provea de agua, sanidad e higiene para toda la población mundial.

3. Organismos índice.

En general el monitoreo y análisis de organismos patógenos específicos tiene una aplicación limitada debido en parte a la complejidad al costo y los requerimientos de tiempo de realización de análisis y obtención de resultados. El muestreo y análisis de microorganismos, parte fundamental del monitoreo operacional, vigilancia y control, se limita a utilizar organismos indicadores tanto para determinar la efectividad de las medidas de control, así como un índice de contaminación fecal (OMS, 2006).

De acuerdo con la OMS (2006) el concepto del uso de organismos indicadores como una señal de contaminación fecal es una práctica bien establecida en la evaluación de la calidad de las aguas naturales, consumo humano y mantenimiento del hábitat. Para definir un organismo como indicador éste debe: 1) por sí mismo no ser patógeno; 2) estar presente en las heces humanas y animales en grandes números; 3) no multiplicarse en aguas naturales; 4) persistir en agua de manera similar a los



organismos patógenos fecales; 5) estar presente en un número mucho mayor que los patógenos fecales; 6) responder a los procesos de tratamiento de manera similar a los patógenos fecales; y 7) ser fácilmente detectable por medio de métodos sencillos y económicos.

Adicionalmente la OMS (2006) señala que claramente un indicador no puede satisfacer con todos los criterios en mención. De aquí la importancia de indagar sobre las desventajas de utilizar indicadores tradicionales, *e.g.* *E. coli*, como sustitutos de virus entéricos y organismos protozoarios, y se han propuesto indicadores alternativos de organismos patógenos como los bacteriófagos y las esporas bacterianas.

En esta instancia es importante distinguir entre las pruebas microbiológicas realizadas con el fin de detectar la presencia de organismos patógenos fecales y las técnicas para medir la efectividad de los procesos y/o tratamientos. Por tanto es necesario distinguir los términos **índice** e **indicador**. Un organismo índice es aquel que señala la presencia de organismos patogénicos, *e.g.* un índice de patógenos fecales. Un organismo indicador es aquel que es usado para medir la efectividad de un proceso, *e.g.* un indicador de proceso o un indicador de desinfección (OMS, 2006).

Los métodos de monitoreo empleados habitualmente para detectar microorganismos potencialmente patogénicos en aguas naturales se basan en el cultivo y enumeración de indicadores de bacterias fecales *i.e.* coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli* y *Streptococcus* fecales (Wilkinson *et. al.*, 1995; Chapra, 1997; Simpson *et al.*, 2002). Otros organismos patógenos utilizados como indicadores son: *Clostridium perfringens*, los organismos colífagos y fagos de *Bacteroides fragilis*, y los virus entéricos. Adicionalmente es bien reconocido el conteo de bacterias heterotróficas HPC (del inglés *Heterotrophic Plate Count*).

El HPC básicamente consiste en la medición de un amplio espectro de microorganismos heterotróficos que incluye bacterias y organismos de la clase fungi. El método se basa en la habilidad de los organismos para crecer en un medio apto sin la inhibición de agentes selectivos en un periodo de incubación y temperatura específica. Una ventaja importante del método es que permite detectar organismos sensibles a los procesos de desinfección, *e.g.* bacterias Coliformes, y organismos resistentes a los procesos de desinfección, *e.g.*, esporas, oocistos de *E. hystolica* y *Cryptosporidium*, y en menor medida los cistos de *Giardia*. La prueba únicamente detecta una baja proporción de los organismos presentes en el agua y debido a la existencia de varias técnicas de HPC es importante hacer comparaciones considerando el mismo medio y periodo de incubación (OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005).

Los **coliformes totales** son un amplio grupo de bacterias anaerobias facultativas, gram-negativas que forman bacilos sin esporas, con forma de caña, capaces de crecer en presencia relativamente

alta de concentraciones de sales biliares, con capacidad de fermentar lactosa y producir gas y ácido aldehído dentro de 24 ± 2 h a 48 ± 3 h a temperaturas de 35 ± 0.5 °C. Existen tanto en suelos contaminados como no contaminados y están presentes en las heces fecales de los animales de sangre caliente (OMS 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005; Chapra, 1997; Metcalf & Eddy, 1995). El grupo coliforme incluye cuatro géneros de la familia enterobacteriácea: *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, y *Enterobacter*.

Los **coliformes fecales** son un subgrupo de los coliformes totales que provienen de los intestinos de animales de sangre caliente. Debido a que no incluyen organismos sólidos, se prefiere más este grupo que los coliformes totales como indicador de la presencia de organismos patógenos. Se distinguen de los coliformes totales por su capacidad de fermentar la lactosa con producción de gas en $24\text{h} \pm 2$ h a temperaturas de $44,5 \pm 0.2$ °C (Chapra, 1997; Metcalf & Eddy, 1995). Como regla general los coliformes fecales son alrededor del 20% de los coliformes totales (Chapra, 1997).

En muchos países se emplea como índice el grupo más estrecho, el género *Escherichia* especie *E. coli* (Figura A1- 1) por considerarse como el índice más representativo de las fuentes de contaminación fecal (OMS, 2006). *E. coli* es un miembro del grupo de bacterias coliforme fecal. Por tanto su presencia en el agua es indicador de contaminación fecal. En la literatura (Haydon y Deletic, 2006; OMS, 2006; APHA/AWWA/WEF, 2005; Beaudreau *et al.*, 2001; Chapra 1997) es bien reconocida esta especie como un indicador de la contaminación fecal del agua. Esto se debe, en parte, a que es un buen sustituto de organismos patógenos como *Salmonella Typhi* y aunque en general es benigna, muchas cadenas de *E. coli* son patogénicas (ADWG, 2004). Debido a que en muchas circunstancias las poblaciones de Coliformes termotolerantes son compuestas predominantemente de *E. coli* se considera este grupo como un índice de menor confianza pero aceptable de contaminación fecal. *E. coli* (o los Coliformes termotolerantes alternativos) se consideran como el primer organismo de elección en los programas de monitoreo de calidad de agua (OMS, 2006).

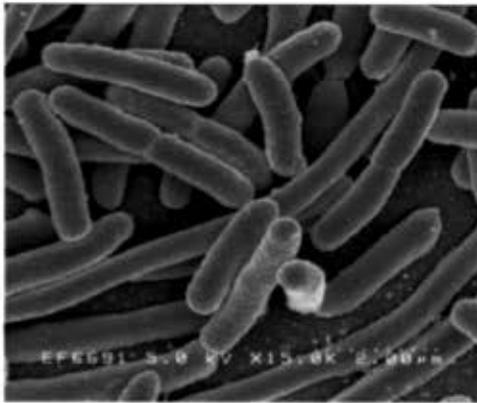


Figura A1- 1. Registro micrográfico electrónico de *E. coli* (Rocky Mountain Laboratories, NIAID, 2008)

Sin embargo, es importante tener en cuenta las limitaciones de utilizar una especie específica como organismo índice, *e.g.* Brooks *et al.* (2004), señalan una dificultad que se presenta cuando se utiliza *E. coli* como índice, relacionada con la capacidad que tiene de crecer en aguas naturales fuera del animal que la hospeda. Adicionalmente esta especie es en mayor medida más sensible a los procesos de desinfección que otros organismos más resistentes a éstos (*e.g.* virus entéricos y organismos protozoarios). Esto hace que *E. coli* o los coliformes termotolerantes alternativos no sean indicadores confiables de la presencia del virus en abastecimientos de agua potable como la hepatitis A y E (OMS, 2006). En la literatura (Haydon y Deletic, 2005; Hipsey, 2007; Tonner-Klank *et al.*, 2007; Bordalo *et al.*, 2002) se presentan varios estudios que indican las limitaciones que resultan de utilizar bacterias como indicadores de virus y protozoarios.

Otros microorganismos que suelen utilizarse como indicadores de contaminación fecal es el subgrupo **enterococci intestinal**. Éste es un subgrupo del gran grupo de organismos definidos como estreptococos fecales que abarca especies del género *Streptococcus*. Estas bacterias son gram-positivas y relativamente tolerantes al cloruro de sodio y los niveles alcalinos de pH. Son anaeróbicas facultativas y ocurren individualmente, en parejas o en cadenas cortas (OMS, 2006). Se emplea habitualmente para confirmar la contaminación fecal reciente por medio de la identificación de especies tanto de origen humano (*S. faecalis*), como de animales de granja (*S. bovis*), equinos (*S. equinus*) y aves (*S. avium*, *S. gallinarum*) (APHA/AWWA/WEF, 2005; Chapra, 1997; Kadlec y Knight, 1996; Metcalf & Eddy, 1995). Los enterococos se diferencian de los demás streptococos por su habilidad de crecer en cloruro de sodio 6.5%, en pH 9.6, a temperaturas entre 10 °C y 45 °C. La parte enterococo del grupo *Streptococcus* fecal es un importante indicador de bacterias para determinar la extensión de contaminación fecal de aguas superficiales recreacionales. Estudios llevados a cabo en aguas marinas y frescas en zonas de baño en playas, indican que la gastroenteritis asociada con la natación está relacionada directamente con la calidad de las aguas

para baño, y que los enterococos son el indicador más eficiente de bacterias para determinar la calidad del agua en tales medios (APHA/AWWA/WEF, 2005).

3.1. Organismos índice elegidos

Los organismos patógenos presentes en la materia fecal que se propagan vía oral son la causa dominante de las enfermedades transmitidas por las corrientes naturales y el agua en los embalses de suministro (OMS, 1996). Por consiguiente los organismos patógenos que se consideran en el presente estudio son aquellos que esencialmente siguen una ruta de infección fecal-oral y que tienen en general un alto impacto en la salud humana y animal. Por consiguiente la lista de organismos patógenos presentada en la Tabla A1- 1 se reduce para considerar únicamente las bacterias del grupo coliforme. Adicionalmente la información disponible permite utilizar uno de los más comunes indicadores de bacterias en aguas naturales, *E. coli* ya que es bien reconocida su habilidad para indicar la contaminación fecal del agua, al ser un buen sustituto de organismos patógenos como *Salmonella Typhi*. Aunque por lo general es más benigna, algunas cadenas de *E. coli* también son patogénicas. Adicionalmente y de acuerdo con ADWG (2004) *E. coli* o en general los coliformes termotolerantes, se recomiendan como organismos indicadores adecuados para identificar la posible presencia de patógenos provenientes de la contaminación fecal. Sin embargo, aunque el muestreo de los coliformes termotolerantes puede ser simple, *E. coli* es mejor indicador que otros coliformes termotolerantes (e.g. algunas especies de *Klebsiella*, *Citrobacter* y *Enterobacter*).

En EPA (2006) se ha establecido que las mediciones de *E. coli* y turbiedad en sistemas de agua pública permiten detectar altas concentraciones de *Cryptosporidium* en la fuente de agua. Adicionalmente, debido al tamaño promedio de *Cryptosporidium parvum* entre 3.0 μm y 5.0 μm (importante tener en cuenta el tamaño promedio de los otros microorganismos patógenos: bacterias, 0.1 μm – 15 μm ; *Giardia*, 5 μm – 10 μm ; virus, 0.01 μm – 0.1 μm) otros microorganismos índice pueden ser usados como subrogados para el propósito de conteo de microorganismos específicos a partir de las pruebas por microfiltración (MF), ultrafiltración (UF) y microfiltración con cartucho (MCF). Muchos microorganismos utilizados en los estudios de evaluación por filtración con tamaños menores que 1 μm pueden considerarse como determinantes conservativos que subrogan al *Cryptosporidium*. De aquí que *E. coli* (tamaño entre 1 μm y 4 μm) se utiliza como determinante que subroga al *Cryptosporidium* (EPA, 2003).

E. coli es el coliforme termotolerante más común presente en las heces (típicamente mayor en un 90 por ciento) y es considerado como el indicador más específico de contaminación fecal reciente. Está presente casi siempre en el intestino de los humanos y otros animales de sangre caliente.



Usualmente se encuentra en alto número en la materia fecal reciente con densidades mayores que 10^9 organismos por gramo, lo cual facilita su identificación. A pesar de que la presencia de *E. coli* en el agua potable indica contaminación reciente no es posible determinar fácilmente si la presencia de esta bacteria en muestras de agua es de origen humano, ya que los animales (incluso las aves) pueden hospedar organismos patógenos humanos intestinales. En definitiva la presencia de cualquier cadena de *E. coli* es indicador del potencial riesgo en la salud.

Adicionalmente se considera el grupo coliformes totales que incluye las bacterias *E. coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y otras enterobacterias, a pesar de las limitaciones bien conocidas de este grupo como indicador de organismos patógenos, debidas en parte a que estas bacterias pueden estar presentes como habitantes normales en el suelo y en el agua, con habilidad para crecer en gran número y en ausencia de contaminación (excepto *E. coli*) si las condiciones del medio son adecuadas. No obstante, este grupo es útil como indicador (junto con otros parámetros) de organismos patógenos en el monitoreo operacional.

En esta investigación se utiliza tanto el grupo coliforme total como índice general de la presencia de organismos patógenos en las aguas de los ríos Teusacá y Subachoque, y como organismo índice específico de contaminación fecal la especie *E. coli*.

Las técnicas estándar establecidas para la determinación de concentraciones de *E. coli* y Coliformes Totales en aguas naturales son fermentación en tubos múltiples (Standard Methods 9221; APHA/AWWA/WEF, 2005) y filtración por membrana (Standard Methods 9222; APHA/AWWA/WEF, 2005).

4. Caracterización de la tasa de decaimiento de bacterias

Con el fin de hacer comparables los resultados de estudios relacionados con la supervivencia de bacterias en ríos, en la literatura se proponen dos descriptores principales (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Chapra, 1997; Beaudreau *et al.*, 2001): la tasa de decaimiento k_p y el tiempo T_{90} (lapso en el que población decae hasta el 90% de su valor inicial). Varias investigaciones (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Crane y Moore, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Beaudreau *et al.*, 2001) definen la tasa de decaimiento a partir de la dinámica de una población inicial de bacterias alóctonas cuyo decaimiento se representa por medio de una cinética de primer orden, *i.e.* un decaimiento exponencial del número de bacterias N con el tiempo t como lo describe la ley de Chick:

$$\frac{dN(t)}{dt} = -k_p N(t), \text{ con } k > 0 \quad [1]$$

Este modelo es simple y eficiente en ciertas circunstancias prácticas (Beaudeau *et al.*, 2001). Su único parámetro, el coeficiente de decaimiento k_p , es a menudo reemplazado por $K = k_p/2.3$, el cual corresponde al uso de los logaritmos decimales para el conteo de bacterias:

$$\ln N(t) - \ln N(t_0) = -K(t - t_0) \quad [2]$$

donde t_0 es el tiempo inicial del proceso de decaimiento. K , usualmente se expresa en h^{-1} , y por tanto es el inverso del tiempo T_{90} [h] el cual es el tiempo requerido para reducir la población de bacterias en un 90%. Dado que T_{90} es el tiempo que tarda la población inicial en decaer un ciclo de $1 \log_{10}$ a partir del valor inicial. Si $t = T_{90}$, por definición, en T_{90} , $\log_{10} N_0 - \log_{10} N_{T_{90}} = 1$, *i.e.* $K=1/T_{90}$

El coeficiente de decaimiento varía de acuerdo con la naturaleza y estado fisiológico de las bacterias. Los experimentos de laboratorio establecen un estado de microcosmos fuera del sitio de estudio, bien sea éste río o mar, que puede no corresponder a las condiciones hidrológicas, hidráulicas y ecológicas reales del medio (Beaudeau *et al.*, 2001). Por tanto, es importante determinar este coeficiente a partir de ensayos realizados directamente en la corriente natural o cuerpo de agua. De aquí que en esta investigación se prefieran hacer mediciones directas sobre las corrientes de interés. Adicionalmente y debido a esta limitación, es importante tener en cuenta, como lo afirman Wilkinson *et al.* (1995), que la comparación directa de las tasas de decaimiento de diferentes estudios debe tratarse con suma precaución, ya que las tasas de decaimiento reportadas en la literatura (Bowie *et al.*, 1985; Barcina *et al.*, 1986; Crane y Moore, 1986; Wilkinson *et al.*, 1995; Beaudeau *et al.*, 2001) tienen una alta variación. Wilkinson *et al.* (1995) señalan que los factores ambientales son la principal causa de esta alta variación.

Bowie *et al.* (1985) reportan tasas de decaimiento de bacterias coliformes medidas *in situ* a partir de los resultados de varias investigaciones realizadas en corrientes superficiales naturales de los Estados Unidos de América (Tabla A1- 2). Nótese la incidencia de la temperatura de la temporada de verano en el aumento de la tasa de decaimiento al compararla con el valor de la temporada de invierno. Importante resaltar el valor de k_p reportado para una corriente poco profunda y turbulenta en el estudio de Kittrell y Kochtitzky (1947) $15.12 d^{-1}$, el cual es un valor mucho mayor a los demás valores reportados para los ríos de estudio (Ohio, Illinois, Missouri, Tennessee, Sacramento, Cumberland).

Otros valores de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes específicas se reportan en Bowie *et al.* (1985) a partir de diferentes estudios de modelación (Tabla A1- 3). Adicionalmente, se reportan valores de T_{90} para la desaparición de bacterias coliformes (Coliformes Totales y Coliformes



Fecales) y *E. coli* para 18 muestras tomadas en una estación sobre el río Butrón ubicada 100 m aguas abajo de la descarga del pueblo de Mungüía, España (Tabla A1- 4). El río se caracteriza por tener una longitud de 36.5 km y un caudal promedio de $3.77 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Barcina *et al.*, 1986).

Los valores del coeficiente de decaimiento reportados por Beaudeau *et al.* (2001) para las pequeñas corrientes de estudio (caudales entre 0.16 y $23.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) en Normandía Francia, cuyos valores de concentraciones de *E. coli* (80 valores validos) aguas arriba del orden de 6×10^4 NMP/100 ml hasta valores aguas abajo de 2×10^2 NMP/100 ml. La distribución de los valores de K (Tabla A1- 5) tiene una media de 0.10 h^{-1} ($T_{90} = 10 \text{ h}$; $k_p = 5.9 \text{ d}^{-1}$) y un máximo de 0.76 h^{-1} ($T_{90} = 1.3\text{h}$; $k_p = 41.1 \text{ d}^{-1}$), valor que claramente muestra una sobre dispersión de los altos valores. Los valores de K para pequeños ríos (Yères y Morelle) presentan un amplio rango de dispersión con valores de K por encima de 0.25 h^{-1} ($T_{90} < 4 \text{ h}$; $k_p > 13.8 \text{ d}^{-1}$). En esta investigación no se reportan valores de características hidráulicas como pendiente longitudinal, ancho y profundidad de las corrientes.

Tabla A1- 2. Tasas de decaimiento de bacterias coliformes k_p , medidas *in situ* en corrientes naturales. (Bowie *et al.*, 1985 después de Mitchell y Chamberlin, 1978).

Sistema	Temperatura [°C]	k_p [d ⁻¹]	Referencia
Río Ohio	Verano (20°C)	1.18	Frost and Streeter (1924)
	Invierno (5°C)	1.08	
Cuenca alta del Río Illinois	Junio - Septiembre	2.04	Hoskins <i>et al.</i> (1927)
	Octubre y mayo	2.52	
	Diciembre - marzo	0.58	
	Abril y noviembre	1.03	
Cuenca baja del Río Illinois	Junio-Septiembre	2.04	Hoskins <i>et al.</i> (1927)
	Octubre y mayo	0.89	
	Diciembre-marzo	0.62	
	Abril y noviembre	0.70	
Corriente somera turbulenta		15.12	Kittrell y Kochtitzky (1947)
Río Missouri	Invierno	0.48	Kittrell y Furfari (1963)
Río Tennessee (Knoxville)	Verano	1.03	Kittrell y Furfari (1963)
Río Tennessee (Chattanooga)	Verano	0.12	Kittrell y Furfari (1963)
Río Sacramento	Verano	1.73	Kittrell y Furfari (1963)
Río Cumberland	Verano	5.52	Kittrell y Furfari (1963)
Río Slatt		26.40	Wasser <i>et al.</i> (1934)
Río Leaf (Mississippi)		0.41	Mahloch (1974)

Brookes *et al.* (2004) reportan valores de k_p encontrados en diferentes estudios llevados a cabo para encontrar la influencia de la matriz que contiene los oocistos de *C. parvum* en la tasa de decaimiento. Se comparan los valores para descargas con alto contenido de materia orgánica proveniente de la crianza de ganado (

Tabla A1- 6). De los resultados se infiere, y como se mencionó en la sección 2.4, que la tasa de inactivación de *C. parvum* está controlada por la temperatura, y es relativamente independiente de la matriz de suspensión, *i.e.* las tasas de inactivación de *C. parvum* en el agua y en descargas con alto contenido de materia fecal tienen tasas de decaimiento dentro del mismo orden de magnitud a la misma temperatura.

Tabla A1- 3. Valores de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes específicas utilizadas en diferentes estudios de modelación (Bowie *et al.*, 1985).

Sistema	$k_{20^{\circ}\text{C}}$ [d^{-1}]	Referencia
Rio North Fork Kings (California)	1.01	Chen, <i>et al.</i> (1976)
Varias corrientes	0.01 - 3.50	Baca and Arnett (1976)
Varias corrientes	1.01 - 3.00	Hydroscience (1971)
Rio Boise (Idaho)	0.48	Chen and Wells (1975)
Estuarios de Long Island (New York)	0.48 - 7.99	Tetra Tech (1976)

Tabla A1- 4. Valores de T_{90} para el tiempo de desaparición de bacterias coliformes (Coliformes Totales y Coliformes Fecales) y *E. coli* (Barcina *et al.*, 1986).

Muestra	Temperatura	T_{90} [h]	k_p [d^{-1}]
1	16.5	27.0	2.04
2	19.0	15.0	3.68
3	21.5	14.0	3.94
4	20.0	13.0	4.25
5	13.5	26.0	2.12
6	11.0	32.5	1.70
7	9.0	34.5	1.60
8	8.5	33.4	1.65
9	8.0	31.5	1.75
10	10.5	29.5	1.87
11	13.5	31.5	1.75
12	14.0	30.0	1.84
13	18.5	28.5	1.94
14	13.0	30.0	1.84
15	24.0	10.0	5.52
16	26.0	23.5	2.35
17	14.5	30.0	1.84
18	10.0	31.0	1.78

Tabla A1- 5. Distribución de la concentración de *E. coli* e indicadores usados en el modelo aplicado por Beaudreau *et al.* (2001).

	Concentración [NMP/100 ml]	Caudal [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]	Temperatura [$^{\circ}\text{C}$]	K [h^{-1}]	T_{90} [h]	k_p [d^{-1}]
Mínimo	2.40E+03	0.16	6.90	0.004	250.00	0.22
Percentil 5%	6.90E+02	0.16	7.10	0.02	50.00	1.10
Media	5.20E+03	1.05	11.90	0.106	9.43	5.85
Percentil 95%	4.00E+04	19.00	15.50	0.415	2.41	22.91
Máximo	5.50E+04	23.00	18.30	0.744	1.34	41.07



Tabla A1- 6. Inactivación de oocistos de *C. parvum* almacenados en descargas contaminantes o en agua natural a diferentes temperaturas (Adaptado de: Brookes *et al.*, 2004).

Medio de almacenamiento de los Oocistos	Ensayo empleado	Temperatura de incubación [°C]	K [d ⁻¹]	k_p [d ⁻¹]	Intervalo de confianza del 95% o S.D para k	Referencia
Descarga con alto contenido de materia fecal (cria de ganado)	Excitación <i>in vitro</i>	4	0.0046	0.0106	0.0074 - 0.0140	Jenkins <i>et al.</i> (1997).
Descarga con alto contenido de materia fecal (cria de ganado)	Excitación <i>in vitro</i>	4	0.0079	0.0182	0.0108 - 0.0260	Jenkins <i>et al.</i> (1997).
Agua destilada y esterilizada	Infectividad animal	15	0.1555	0.3577	0.2463 - 0.4690	Korich <i>et al.</i> (1993)
Agua destilada y esterilizada	Excitación <i>in vitro</i>	15	0.0907	0.2086	0.1272 - 0.2900	Korich <i>et al.</i> (1993)
Río St. Lawrence	Excitación <i>in vitro</i> y conteo total	0.5 - 2.0	0.0390	0.0900	0.0120	Chauret <i>et al.</i> (1998)
Río St. Lawrence	Excitación <i>in vitro</i> y conteo total	11.2 - 20.8	0.0390	0.0900	0.0000	Chauret <i>et al.</i> (1998)
Agua natural superficial	Excitación	35	0.0240	0.0550	0.0000	Medema <i>et al.</i> (1997)

5. Factores físicos y químicos determinantes en el decaimiento de organismos patógenos

Con el fin realizar una evaluación más realista del riesgo asociado con la presencia de organismos patógenos en cuerpos de agua, es necesario identificar y comprender las variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de estos organismos en corrientes naturales. Se requiere inicialmente el conocimiento, entendimiento y la adecuada representación de los procesos de advección, difusión turbulenta, dilución y decaimiento de organismos patógenos en corrientes superficiales naturales, lagos y embalses. Estos procesos son fundamentales para evaluar los impactos ambientales de las cargas contaminantes vertidas a las corrientes, e identificar la infraestructura apropiada y requerida para el tratamiento de las aguas, así como para definir el caudal ambiental en aquellos sitios donde la demanda por el recurso es intensiva. Resulta indispensable el conocimiento de estos procesos para estimar el impacto real de los vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento o con niveles parciales de tratamiento en las fuentes hídricas de montaña del territorio colombiano y de otros países de la región, y de esta manera poder cuantificar la capacidad de asimilación de estas corrientes (Camacho, 2006).

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores Bowie *et al.*, 1985; Barcina, 1986; Crane y Moore, 1986; Chapra, 1997; Brookes *et al.*, 2004; Haydon y Deletic, 2006; Gamboa, 2008; Manrique, 2008; Torres y Camacho, 2008, establecen como principales factores del decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales los siguientes:

- 5) Características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático:

- pH
 - porosidad
 - contenido de materia orgánica
 - textura y distribución del tamaño de partículas
 - composición elemental
 - salinidad
 - efectos osmóticos
 - toxicidad química
 - potencial de oxido reducción
- 6) Condiciones ambientales:
- temperatura
 - radiación solar e inactivación de patógenos
 - humedad y precipitación
- 7) Interacciones bioquímicas y biológicas entre organismos:
- depredación de patógenos
 - supervivencia en sedimentos
 - disponibilidad de nutrientes
 - presencia de sustancias orgánicas
- 8) Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución:
- régimen de flujo e hidráulica de la corriente
 - propiedades de adsorción y adherencia
 - procesos de difusión
 - procesos de coagulación y agregación (floculación)
 - procesos de sedimentación, y resuspensión

Dentro de las características físicas y químicas asociadas con la naturaleza del sistema acuático se tienen el pH, la porosidad de los sedimentos en el lecho del río, el contenido de materia orgánica de los sedimentos y de las partículas en suspensión, así como la textura, distribución del tamaño de partículas y composición elemental de éstos. También es importante la salinidad, los efectos osmóticos, la toxicidad química de la corriente y el potencial de oxido reducción. A continuación se describen brevemente estas características.

5.1. pH

Aparentemente el pH, el contenido de metales pesados, y la presencia de sustancias quelatantes influyen el decaimiento de coliformes. Sin embargo, la importancia de cada uno de estos factores



no es clara aún (Bowie *et al.*, 1985). Sin embargo, Wilkinson *et al.*, (1995) señalan que las investigaciones realizadas para determinar la relación entre el nivel de pH y la supervivencia de las bacterias fecales en aguas superficiales naturales y suelos permiten establecer que los valores extremos de pH inducen un aumento de la tasa de decaimiento de bacterias coliformes, *e.g.* medios con pH entre 3 y 4 tienen un efecto favorable en la mortalidad de bacterias. Adicionalmente, Cohen en 1922 ya había establecido que el óptimo de supervivencia de bacterias se encuentra cuando el pH del medio se encuentra entre 5 y 6.4. Esta afirmación la confirman los estudios de McFeters y Stuart en 1992 con los cuales se establece que la tasa de decaimiento de *E. coli*, determinada mediante ensayos de diálisis en cámara a 10 °C, es menor para niveles de pH entre 5.5 y 7.5 y aumenta rápidamente al cambiar el pH más allá de estos valores. Este comportamiento se ilustra en la Figura A1- 2.

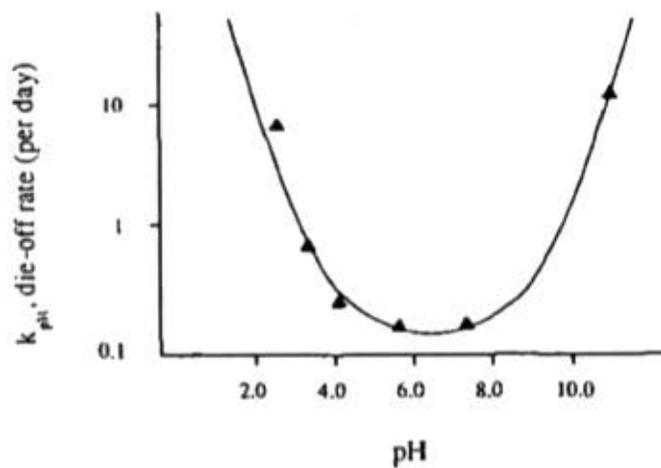


Figura A1- 2. Modelo (línea sólida) obtenido a partir de las observaciones (triángulos sólidos) de la tasa de decaimiento de *E. coli* para varios niveles de pH (Wilkinson *et al.*, 1995).

5.2. Metales pesados y potencial de óxido reducción

Bowie *et al.* (1985) señalan que la presencia de metales pesados tiene un efecto mediador en las tasas de desaparición de *E. coli*. El potencial de óxido reducción, a través de su efecto sobre soluciones de metales pesados, también afecta las tasas de decaimiento y puede influenciar la tasa de desaparición, aunque al respecto no hay reportes extensivos (Bowie *et al.*, 1985).

5.3. Salinidad

Los ambientes marinos presentes en las zonas costeras, estuarios, bahías y demás cuerpos de agua salobres, tienden a ser entornos poco apropiados para el crecimiento de bacterias debido a la

concentración de sal en el agua. Bordalo *et al.* (2002) señalan en una de sus investigaciones que no hay un crecimiento neto de unidades formadoras de colonias en aguas de estuarios bajo ninguna condición, incluso reportan que los CF y EF decrecen marcadamente al entrar en contacto con aguas naturales de estuarios con salinidad variable.

Los efectos inactivadores y destructores de bacterias coliformes debido a la radiación solar al combinarse con los niveles de salinidad del medio aceleran el decaimiento de los índices fecales particularmente en medios con alta salinidad (Bordalo *et al.* 2002).

Brookes *et al.* (2004) afirman que existe un efecto sobre la viabilidad de *Cryptosporidium* sólo a concentraciones por encima de 20 ppt (20 g l⁻¹). La organización mundial de la salud recomienda que la salinidad del agua potable debe estar por debajo de 0.48 g/l, y debido a que la mayoría de las fuentes de agua superficial tienen concentraciones de salinidad menores que este límite, el impacto de la salinidad sobre la inactivación de *C. parvum* es despreciable. No obstante, las variaciones en la salinidad de la escorrentía superficial (*e.g.* liberación de gallinaza u otro tipo de abono) tienen un impacto sobre transporte y decaimiento de patógenos.

6. Condiciones ambientales determinantes en el decaimiento de organismos patógenos.

Siguiendo a Brooks *et al.* (2004), Haydon y Deletic (2006) la persistencia de organismos patógenos en un ambiente acuático es función tanto de la supervivencia como del transporte. Diferentes organismos persisten durante lapsos diferentes. De aquí que el modo dominante de inactividad o mortalidad varíe significativamente. Los factores ambientales que controlan la inactividad de organismos patógenos son: temperatura, salinidad, presión, radiación solar (visible y UV), depredación por organismos mayores en la cadena alimenticia, y la disponibilidad de oxígeno y nutrientes. Sin embargo, la radiación de luz solar y la temperatura son los mayores mecanismos de inactividad aunque la depredación puede llegar a ser significativa para algunos organismos. El decaimiento de patógenos es por lo general más rápido a altas temperaturas debido al efecto letal de radiación UV de la luz solar que actúa cerca a la superficie del agua.

Con relación al serotipo *E. coli* O157:H7 en aguas de lagos y ríos, éste presenta un rango contrastante de persistencia en aguas superficiales, teniendo escenarios en los que los organismos sobreviven mejor en aguas de lagos con baja carga de nutrientes que en las corrientes superficiales. Sin embargo es importante resaltar que no existe una correlación clara entre las características físico químicas medidas y la supervivencia de este serotipo, lo cual indica que combinaciones de factores o de otras características sin medición controlan la tasa de decaimiento (Avery *et al.*, 2008). Esta afirmación establece la importancia de hacer mediciones de campo para identificar las principales



variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos con el fin de reducir la incertidumbre del modelo propuesto y tener una representación más realista de dichos procesos.

6.1. Temperatura

Bowie *et al.* (1985) señalan que la temperatura es el factor que influencia en mayor medida, si no todos, los demás factores. La temperatura es el más importante modificador de la tasa de decaimiento, especialmente en agua fresca y en la oscuridad. Varios estudios se han enfocado en determinar los efectos de la temperatura del agua sobre la infectividad y/o viabilidad de organismos patógenos como el *Cryptosporidium* (Brookes *et al.*, 2004). Los resultados presentados sugieren que la tasa de inactivación de *C. parvum* está controlada por la temperatura, y es relativamente independiente de la matriz de suspensión, *i.e.* las tasas de inactivación de *C. parvum* en el agua y en descargas con alto contenido de materia fecal tienen tasas de decaimiento dentro del mismo orden de magnitud a la misma temperatura. Sin embargo en 1999, Olson *et al.* encuentran que los cistos y oocistos se degradan más rápidamente en las heces y el suelo debido, presumiblemente, a la función antagonista de los microbios y/o la depredación. No obstante los resultados que se obtienen de este último estudio en mención deben usarse con precaución debido al bajo número de repeticiones realizadas (Brookes *et al.*, 2004).

Con relación a los efectos de la temperatura en la determinación de la tasa de decaimiento y con el fin de comparar valores, se acostumbra a convertir los valores de k_T al valor correspondiente a temperatura estándar de 20 °C utilizando la formulación de Arrhenius

$$k_{20^\circ\text{C}} = k_T \theta^{20-T} \quad [3]$$

donde $k_{20^\circ\text{C}}$ es la tasa de decaimiento a una temperatura de 20 °C y k_T es la tasa para una temperatura T dada, y θ es el coeficiente de temperatura para la reacción. Varios autores (Chapra, 1997; Sperling, 1997; Pelletier y Chapra, 2006) definen un valor para θ igual a 1.07. Willinkinson *et al.* (1995) definen el coeficiente θ como la pendiente de la curva definida por la ecuación,

$$\theta = \frac{\log_{10} k_{T2} - \log_{10} k_{T1}}{T_2 - T_1} \quad [4]$$

donde T_1 y T_2 con las temperaturas k_{T1} y k_{T2} son las tasas de decaimiento a éstas temperaturas. En la Tabla A1- 7 se presentan algunos valores de θ reportados en varios estudios para determinar la influencia de la variación de temperatura sobre la tasa de decaimiento en aguas y limpias y contaminadas con descargas residuales.

Tabla A1- 7. Resumen de valores de θ reportados en varios estudios. El coeficiente θ es la pendiente de temperatura que afecta la tasa de decaimiento en aguas limpias y contaminadas (Wilkinson *et al.*, 1995).

Fuente	θ	Referencia
Rios limpios	0.0449	Evison (1988)
	0.0381	Flint (1987)
	0.0511	McFeters and Stuart (1972)
Aguas contaminadas por descargas residuales	0.0131	Qin <i>et al.</i> (1991)
	0.0136	Flint (1987)

Independiente del tipo de técnica utilizada para estimar k_p , es importante cuantificar, hasta donde sea posible, aquellas variables que pueden afectar k_p . De aquí, que al estimar los niveles de luz durante el tiempo en el que se determina k_p , se comprueba que obviar los efectos de los factores relevantes en el decaimiento de bacterias, en este caso la intensidad de la radiación solar, puede conducir a serios errores.

La Tabla A1- 8 presenta los valores de k_p medidos para Coliformes como una función de la luz incidente. Los valores asociados de k_p presentan una variación entre 1.38 d⁻¹ en la oscuridad y 24.00 d⁻¹ al medio día. Se concluye que la estimación de un único valor diurno de k_p puede resultar mayor que los errores del orden de magnitud (Bowie *et al.*, 1985).

Tabla A1- 8. Valores experimentales horarios de k_p (Adaptado de: Bowie *et al.*, 1985 después de Wallis, *et al.*, 1977).

Hora del día	k_p [d ⁻¹]	Hora del día	k_p [d ⁻¹]	Hora del día	k_p [d ⁻¹]
1	1.38	9	17.25	17	10.42
2	1.38	10	22.08	18	8.24
3	1.38	11	24.00	19	6.49
4	1.38	12	22.08	20	5.02
5	1.38	13	19.03	21	3.94
6	2.91	14	16.73	22	2.76
7	6.90	15	14.15	23	2.04
8	12.00	16	12.00	24	1.62

6.2. Radiación solar e inactivación de patógenos

La radiación solar es un factor importante en el decaimiento de organismos patógenos. Altos niveles pueden incrementar considerablemente la tasa en comparación a la tasa obtenida en condiciones de oscuridad. La tasa de decaimiento tiende a aumentar bajo los efectos de la radiación solar en mayor medida en agua fresca que en el agua de mar (Bowie *et al.*, 1985).

Brookes *et al.* (2004) hacen mención a las investigaciones realizadas por Garvey *et al.* en 1998 y Sinton *et al.* en 2002, en las cuales se examina la inactivación de un rango de bacterias y bacteriófagos debida a la radiación solar. En estos estudios se encuentra que las tasas de inactivación por radiación solar, como una función de la radiación solar acumulada, es más de 10 veces mayor que la tasa de inactivación en la oscuridad correspondiente. Adicionalmente, nótese la



incidencia de la época en la que se determina la tasa de decaimiento de organismos indicadores, verano o invierno (Tabla A1- 9).

Tabla A1- 9. Parámetros medios de inactivación por radiación solar de organismos indicadores en efluentes de lagunas de estabilización y aguas residuales crudas en agua fresca de río (Adaptado de: Brookes *et al.*, 2004; el valor de la tasa de decaimiento de organismos indicadores k_p ha sido calculada de acuerdo con Beaudreau *et al.*, 2001, *i.e.* $k_p = 2.3/T_{90}$).

Indicador	Efluente ¹	T_w [h]		k_p [d ⁻¹]	
		Verano	Invierno	Verano	Invierno
Coliformes fecales	LE	8.8	16.8	6.3	3.3
	ARC	3.3	7.7	16.7	7.2
E. coli	LE	9.2	20.3	6.0	2.7
	ARC	3.3	6.9	16.7	8.0

¹LE=Efluente de laguna de estabilización; ARC=Agu residual cruda en agua fresca de río.

6.3. Coeficiente de extinción para la intensidad de la radiación solar

Brookes *et al.* (2004) establecen que la inactivación debido a la exposición solar y ultravioleta puede representarse de acuerdo con una función de decaimiento exponencial similar a la de la temperatura:

$$C(t) = C_0 e^{-k_{UV} I_{UV} t} \quad [5]$$

donde $C(t)$ es la concentración viable de organismos patógenos, en este caso oocistos de *Cryptosporidium*, en el tiempo t , C_0 es la concentración inicial de organismos, k_{UV} es el coeficiente de decaimiento de luz UV, y I_{UV} es la intensidad de luz UV. Siguiendo a Chapra (1997), Brookes *et al.* (2004), Pelletier y Chapra (2006) se establece que la intensidad de la radiación solar está descrita por una función exponencial equivalente a la ley de Beer-Lambert,

$$I_{UV}(z) = I_{UV(sup)} e^{-\mu z} \quad [6]$$

donde $I_{UV}(z)$ es la intensidad de luz UV en función de la profundidad z , $I_{UV(sup)}$ es la intensidad en la superficie del agua, μ es el coeficiente de atenuación para la luz UV. Chapra (1997), Pelletier y Chapra (2006) establecen una ecuación homóloga para la intensidad de la radiación solar en donde el coeficiente μ es reemplazado por un coeficiente de atenuación o extinción k_e :

$$PAR(z) = PAR_0 e^{-k_e z} \quad [7]$$

donde PAR es la radiación fotosintética activa (del inglés *Photosynthetically Active Radiation*), z es la profundidad de la lámina de agua y el subíndice 0 se refiere a la superficie del agua (la PAR en la superficie del agua se asume como una fracción fija de la radiación solar en la superficie, *i.e.* $PAR_0 = 0.47I_0$).

Brookes *et al.* (2004) con base en los estudios de Kirk en 1994 y de Morris *et al.* en 1995, establecen que el coeficiente de atenuación para la radiación de luz UV es una función de la concentración de carbono orgánico disuelto, y establecen que los coeficientes de atenuación para

UV son diferentes que aquellos que se calculan para la radiación fotosintética activa. En los estudios en lagos de Morris *et al.* se obtienen mediciones de μ entre 0.1 y 40 m^{-1} .

Por su parte Pelletier y Chapra (2006) establecen que el coeficiente de extinción puede calcularse en función de la concentración de sólidos suspendidos inorgánicos m_i [mgD L^{-1}]; la concentración de detritos m_o [mgD L^{-1}]; la concentración de fitoplancton α_p [mgA m^{-3}]; la concentración de algas en el fondo a_b , el espesor de la capa de sedimentos H_i ; y el coeficiente base que tiene en cuenta la extinción debida al agua y el color k_{eb} [m^{-1}]. En la Ecuación [8] se presenta la relación entre k_e y las variables en mención, y en la Tabla A1- 10 se presentan los valores sugeridos de los coeficientes para el cálculo de k_e .

$$k_e = k_{eb} + \alpha_i m_i + \alpha_o m_o + \alpha_p a_p + \alpha_{pn} a_p^{2/3} + \alpha_{mac} a_b / H_i \quad [8]$$

donde α_i , α_o , α_p , α_{pn} y α_{mac} son constantes que tienen en cuenta los impactos de los sólidos inorgánicos suspendidos [$\text{L mgD}^{-1} \text{m}^{-1}$], materia orgánica particulada [$\text{L mgD}^{-1} \text{m}^{-1}$], clorofila [$\text{L } \mu\text{gA}^{-1} \text{m}^{-1}$ y $(\text{L } \mu\text{gA}^{-1})^{2/3} \text{m}^{-1}$], y macrófitas [$\text{m}^3 \text{gD}^{-1} \text{m}^{-1}$], respectivamente. Las demás variables han sido definidas anteriormente.

Tabla A1- 10. Valores sugeridos para los coeficientes de extinción de luz (Pelletier y Chapra, 2006).

Coefficiente	Valor	Referencia
α_i	0.052	Di Toro (1978)
α_o	0.174	Di Toro (1978)
α_p	0.0088	Riley (1956)
α_{pn}	0.054	Riley (1956)
α_{mac}	0.01	Ikusima, 1970 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)
α_{mac}	0.006	Titus and Adams, 1979 (<i>Myriophyllum spicatum</i>)
α_{mac}	0.013 a 0.019	Titus and Adams, 1979 (<i>Vallisneria americana</i>)
α_{mac}	0.024	Van der Bijl <i>et al.</i> , 1989 (<i>Potamogeton pectinatus</i>)

Bowie *et al.* (1985), Wilkinson *et al.* (1995), Chapra (1997), Pelletier y Chapra (2006) establecen de acuerdo con los estudios independientes en 1978 de Mancini, y de Chamberlin y Mitchell, que si las celdas de bacterias se encuentran uniformemente distribuidas con la profundidad, *i.e.* la columna de agua está verticalmente mezclada, es posible calcular la intensidad de la radiación solar promedio en la columna de agua \bar{I} a partir de la siguiente expresión:

$$\bar{I} = I_0 \left(\frac{1 - e^{-k_e H}}{k_e H} \right) \quad [9]$$

donde I_0 es la intensidad de la radiación solar en la superficie, H es la profundidad de la lámina de agua y k_e se definió con anterioridad.



Wilkinson *et al.* (1995) establecen que los estudios de Pommepuyet *et al.* en 1992 comprueban una relación entre la materia suspendida SM y el coeficiente de extinción dada por la relación:

$$k_e = 0.22SM^{0.78} \quad [10]$$

En agua fresca el 73% de la atenuación de la luz es debida a la materia suspendida. La materia orgánica disuelta también contribuye a este efecto (Wilkinson *et al.*, 1995).

A manera de referencia vale la pena considerar los estudios de Martins *et al.* (2001) en los que se determinan el coeficiente de extinción de luz en el hábitat pantanoso del Estuario Montego (7 Km de longitud y área de aproximadamente 1072 ha), localizado en la costa Atlántica de Portugal, el cual es alimentado por el río Pranto. Los resultados permiten concluir que el coeficiente de extinción para la radiación de luz solar promedio es de 5.59 m^{-1} para otoño (precipitación acumulada de 75.8 mm), mientras que para invierno, primavera y verano (precipitación acumulada de 0, 40.8 y 0 mm, respectivamente) el coeficiente promedio es de 1.55, 1.99 y 1.92 m^{-1} , respectivamente. Estos autores sugieren que los coeficientes de extinción más altos se obtienen cuando el caudal se incrementa, lo cual se debe al efecto significativo de la resuspensión de sólidos en suspensión en los sedimentos.

Adicionalmente, Martins *et al.* (2001) sugieren que el incremento en los coeficientes de extinción debidos a turbidez alta en la columna de agua contribuye a la disminución de la cantidad de luz disponible para la fotosíntesis. Adicionalmente, indican que la cantidad de materia en suspensión en la columna de agua influenciará las tasas de fotosíntesis durante las horas de marea altas, y como resultado, el crecimiento de macro algas será por supuesto más baja en cualquier momento que la velocidad del flujo de agua sea más alta.

La tasa de decaimiento de organismos patógenos debido a los efectos de la radiación solar puede calcularse como (Bowie *et al.* 1985; Chapra, 1997; Pelletier y Chapra, 2006):

$$k_{bt} = \alpha I \quad [11]$$

donde α es una constante de proporcionalidad. Es importante resaltar que la tasa de decaimiento debida a los efectos de la radiación solar depende de factores como la latitud del sitio de medición, el día del año, y las condiciones atmosféricas específicas, *i.e.* el porcentaje de cobertura de nubes, el porcentaje de sombra y los efectos de la contaminación. En la Tabla A1- 11 se presentan valores típicos de α , y en la Figura A1- 3 se presentan los resultados de varias investigaciones relacionadas con el decaimiento de bacterias coliformes fecales debido a la intensidad de la radiación solar. Puede inferirse que las tasas de decaimiento por radiación solar tienden a ser más altas en las

corrientes superficiales naturales que en lagos de agua fresca y lagunas de aguas residuales, más no así en el agua de mar.

Tabla A1- 11. Comparación de valores estimados para α (Adaptado de Bowie *et al.*, 1985, basado en Chamberlin y Mitchell, 1978).

Organismo	Estudio ¹	α [$\text{cm}^2 \cdot \text{cal}^{-1}$]	Referencia
Grupo coliforme	14 estudios de campo		Gameson and Gould (1975)
	Promedio	0.481	
	Percentil 5	0.163	
	Percentil 95	1.25	
	24 estudios de campo		Foxworthy and Kneeling (1969)
	Promedio	0.168	
	Percentil 5	0.068	
	Percentil 95	0.352	
	61 estudios de laboratorio		Gameson and Gould (1975)
	Promedio	0.136	
	Percentil 5	0.062	
	Percentil 95	0.244	
	Estimado a partir de experimentos de campo en AR	0.18 at $I = 1.0 \text{ cal/cm}^2 \text{ hr}$ 0.07 at $I = 0.1 \text{ cal/cm}^2 \text{ hr}$	Bellair <i>et al.</i> (1977)
Coliformes totales	22 estudios de cámara en AF		Lantrip (1982)
	Promedio	0.004	
	Mínimo	0.000	
	Máximo	0.013	
Escherichia coli	4 estudios de campo		Gameson and Gould (1975)
	Promedio	0.362	
	Mínimo	0.321	
	Máximo	0.385	
	4 estudios de laboratorio		Gameson and Gould (1975)
Promedio	0.354		

¹ AR = agua residual; AF = agua fresca.

6.4. Efecto combinado: temperatura-radiación solar

Siguiendo a Bowie *et al.* (1985), en los estudios de Lantrip en 1983 se presentan modelos dependientes de la temperatura y la luz, basados en una serie de estudios de cámara realizados en agua fresca para caracterizar el decaimiento de CT, CF y EF. Tres modelos fueron propuestos, todos con la misma estructura:

$$k' = k_{d,20} \theta^{T-20} + \alpha \bar{I} \quad [1]$$

donde k' es la tasa de decaimiento de bacterias considerando los efectos de temperatura y radiación solar; $k_{d,20}$ es la tasa de decaimiento en la oscuridad a 20°C; θ es el coeficiente para la corrección por efectos de la temperatura; y las demás variables se han definido con anterioridad. Los



coeficientes y las desviaciones estándar asociadas para los tres modelos se determinaron por medio de métodos de regresión no lineal. En la Tabla A1- 12 se presentan los valores obtenidos de estos coeficientes.

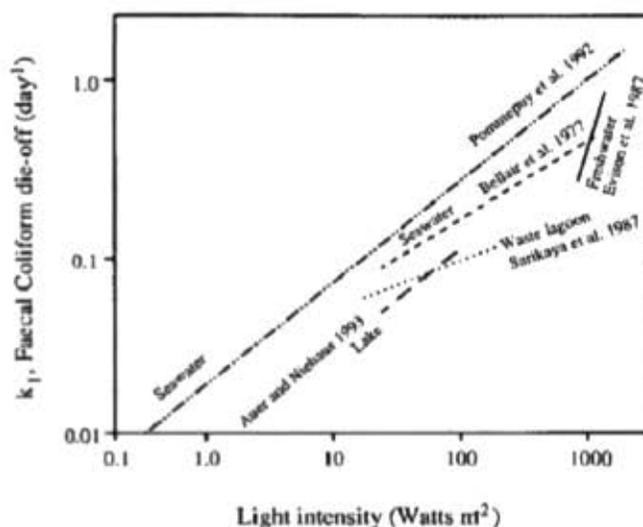


Figura A1- 3. Regresiones obtenidas de varios estudios para la tasa de decaimiento de bacterias coliformes fecales en función de la intensidad de la luz (Wilkinson *et al.*, 1995).

Tabla A1- 12. Parámetros estimados por Lantrip en 1983 para los modelos multi-factor para el decaimiento de bacterias. (Adaptado de Bowic *et al.*, 1985).

Indicador	n	Error estándar de la regresión	$k_{d,0}$ [d ⁻¹]	θ	α [cm ² cal ⁻¹]
CT estimado	38	0.362	0.722	1.089	0.0022
Error estándar			0.106	0.021	0.0007
CF estimado	41	0.480	0.732	1.098	0.0038
Error estándar			0.137	0.028	0.0008
EF estimado	38	0.439	0.706	1.086	0.0050
Error estándar			0.120	0.023	0.0008

7. Factores físicos que gobiernan el transporte y distribución de organismos patógenos

Básicamente existen dos mecanismos de transporte de bacterias en corrientes superficiales: el almacenamiento temporal de bacterias almacenadas en el lecho del canal y el movimiento de los organismos suspendidos en el flujo. La sedimentación, almacenamiento y la subsecuente resuspensión de organismos son algunos de los procesos más importantes en el transporte de bacterias coliformes (Wilkinson *et al.*, 1995). Los estudios de Van Donsel y Geldreich en 1971, Matson *et al.* en 1978 y Stephenson y Rychert en 1982 (Wilkinson *et al.*, 1995) concluyen que las densidades de las colonias de *E. coli* en el fondo del lecho de la corriente pueden ser hasta 1000

veces mayores que en la columna de agua. Este resultado lo confirman el estudio de Buckley *et al.* (1998) realizado en los lechos y columnas de agua de los estanques de una reserva de bosque subtropical en Queensland, Australia. Las concentraciones de bacterias (*Citrobacter*, *E. coli*, *Enterobacter*, *klebsiella sp.*, *int al.*) en los sedimentos del lecho reportadas son aproximadamente 1000 veces mayores que en la columna de agua (i.c. del 95%, 750-1500x). De aquí, los resultados de estas investigaciones ponen de manifiesto la relevancia de considerar estos procesos en la modelación del decaimiento de CT y *E. coli*.

7.1. Proceso de sedimentación

El proceso de sedimentación de las bacterias coliformes fecales se rige por los factores que intervienen para aumentar el potencial de sedimentación, la adherencia de partículas y la formación de flóculos o conglomerados. Estos factores tienden a incrementar las tasas de sedimentación y por ende la remoción de organismos patógenos de la columna de agua (Wilkinson *et al.*, 1995).

Estudios efectuados por Matson *et al.* en 1978 para medir aguas arriba y aguas abajo de una descarga de un efluente de alcantarillado la relación entre la concentración de bacterias en la columna de agua y en el lecho, revelan que aguas arriba de la descarga la relación estadística entre la concentración de bacterias en la columna de agua y en el lecho es lineal, *i.e.* se encuentran en equilibrio. Caso contrario hacia aguas abajo de la descarga ya que se encontró que la concentración de bacterias era mayor en los sedimentos. Esfuerzos limitados en la modelación han conducido al estudio dinámico y explícito del impacto de los sedimentos en el transporte de las bacterias fecales (Bai y Lung, 2005).

Un importante estudio (Bai y Lung, 2005) aplica un marco de modelación basado en el modelo del Código Ambiental de la Dinámica de Fluidos (EFDC, del inglés *Environmental Fluid Dynamics Code*) que permite modelar explícitamente tanto las bacterias fecales libres en suspensión como las asociadas a las partículas. Dentro del modelo se incorpora una relación lineal de adsorción para obtener una concentración de sedimentos que depende de la relación de adherencia. Los flux de depositación y resuspensión de bacterias fecales a través de la interface lecho-sedimento pueden ser calculados al acoplar los flux de depositación y resuspensión de los sedimentos.

Estos autores utilizan el modelo para investigar el impacto de los sedimentos bajo diversas condiciones, considerando que las contribuciones de bacterias fecales de los sedimentos del lecho y de la escorrentía pueden ser modeladas separadamente y explícitamente. Definen como parámetros la velocidad de sedimentación, el esfuerzo cortante crítico asociado con las propiedades de los sedimentos, las cuales son específicas del sitio y varían considerablemente. Por simplicidad,



parametrizan idénticamente las propiedades de los sedimentos y los parámetros para todos los escenarios de prueba.

Los valores de los parámetros definidos por Bai y Lung (2005) en su modelo fueron seleccionados con base en varios estudios de transporte de sedimentos. La velocidad de sedimentación la establecen en $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ($8.64 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$); el esfuerzo cortante crítico para la resuspensión lo establecen en $0.4 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$; la porosidad definida es de 0.5; y el peso específico de los sedimentos del lecho se establece en 2.5.

Rauter *et al.* (2005) estudian el transporte y transformación de materia orgánica particulada en corrientes receptoras de descargas de aguas residuales. El sitio de estudio es un tramo de 660 m de longitud del río de quinto orden Kleine Erlauf (Gresten, Austria), el cual presenta un caudal anual promedio de $250 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. El canal de la corriente se caracteriza por la secuencia de rápidos y piscinas con una serie de cascadas artificiales, ancho promedio de 5 m y pendiente longitudinal del fondo de 0.003. El tamaño medio de las partículas es de $71 \mu\text{m}$ (mínimo $4 \mu\text{m}$, máximo $650 \mu\text{m}$). Los experimentos del estudio fueron realizados en condiciones de flujo base (entre 70 y $90 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ para el verano del 2003). Los experimentos consistían en inyectar dentro de la cabecera de la corriente materia orgánica particulada fluorescente y monitorear el transporte y destino hacia aguas abajo. Los resultados establecen velocidades de sedimentación de $12.10 \pm 2.59 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. En la Tabla A1- 13 se resumen los resultados.

Adicionalmente, otros autores reportan los valores medios para la velocidad de sedimentación de sedimentos limosos en las desembocaduras de ríos en el mar, estuarios y bahías. Las velocidades de sedimentación promedio para las cargas de limo se encuentran variando entre $0.6 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ y $27 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. En la

Tabla A1- 14 se presentan las velocidades de sedimentación medias relacionadas con el porcentaje de lodo limoso de la corriente y la pendiente longitudinal del canal. Todos las regresiones son significativas ($p < 0.05$) (Kamp-Nielsen *et al.*, 2002).

Tabla A1- 13. Variables para el transporte de SDPOM determinadas a partir de tres ensayos. (Adaptado de Rauter *et al.*, 2005).

Ensayo	Distancia de transporte [m]	Velocidad de sedimentación [m·d ⁻¹]
1	131	12.10
2	171	9.50
3	178	14.69

Tabla A1- 14. Velocidades de sedimentación media para los sitios de estudio (Adaptado de Kamp-Nielsen *et al.*, 2002).

Sitio, río	% Lodo	Pendiente longitudinal [%]	R ²	Velocidad de sedimentación media [m d ⁻¹]
El Nido, Manlag	71	0.046	0.96	27.0
El Nido, Danet	88	0.050	0.98	8.2
Bolinao, Alaminos	87	0.060	0.95	0.6
Bolinao, Bani	75	0.049	0.89	13.3
Pak Phanang, Pak Phanang	89	0.034	0.70	12.1
Trang, Trang	83	0.048	0.86	9.1
Trang, Palian	95	0.042	0.82	5.0

7.2. Concentración de sólidos suspendidos

Siguiendo a Chapra (1997) la concentración de sólidos suspendidos en aguas naturales está relacionada con el peso seco de las partículas. Las concentraciones varían ampliamente desde valores bajos de 1 mg/l para aguas extremadamente claras hasta valores superiores a 100 mg/l para aguas con alta turbiedad.

Schild y Prochnow (2001), al estudiar la dinámica de los sedimentos totales en suspensión en ríos eutroficados, señalan que ésta se encuentra asociada en gran medida no solamente con los procesos hidráulicos (e.g. flujo turbulento, depositación, resuspensión) sino además con los procesos biológicos (e.g. producción primaria, pérdidas metabólicas, descomposición y aglomeración). La simulación de la tendencia de la concentración de sólidos suspendidos durante 3 años en una exclusiva altamente monitoreada del Río Spree cerca a Berin (Alemania), demuestra que la producción primaria así como el régimen hidráulico influyen en gran medida sobre las propiedades medias de las partículas y por consiguiente sobre la velocidad media de sedimentación de las partículas en suspensión. Adicionalmente, ambas (producción primaria y régimen hidráulico) regulan la existencia y disponibilidad de los sedimentos resuspendibles en el lecho del río.

Schild y Prochnow (2001) señalan que en grandes ríos oligotróficos con altos caudales los procesos hidráulicos son dominantes, mientras que en ríos altamente eutroficados con bajas velocidades de flujo es de esperarse un fuerte dominio de los procesos biológicos.

En la actualidad existen muchos experimentos e investigaciones teóricas para evaluar los mecanismos hidráulicos, principalmente en el campo de la ingeniería civil, e.g. los realizados por Van Rijn y Rodi en la década de los noventa. En estos estudios se encontró que los procesos de resuspensión y por depositación son los más relevantes ya que rigen la dinámica de los sólidos en suspensión en ríos y canales de laboratorio con lechos de arena o grava y materia en suspensión de tamaño y densidades relativamente bien definidas. Se concluye que los procesos en mención están



controlados principalmente por la morfología del cauce, la velocidad del flujo, los esfuerzos contantes y la turbulencia del flujo resultante (Schild y Prochnow, 2001).

Dada la importancia del transporte de sedimentos en corrientes naturales en la modelación de la calidad del agua, se recomienda la revisión del estudio Clavijo (2002). En este se presentan las formas de transporte de sedimentos, las ecuaciones para cargas de lecho de fondo, en suspensión y totales de lecho. Adicionalmente se definen elementos de modelación de la calidad del agua, especialmente relacionados con la definición de modelos de transporte de sedimentos que consideran los mecanismos de advección y dispersión en corrientes naturales, así como las interacciones entre el flujo y los sedimentos. El resultado final del estudio es la definición, calibración y análisis de bondad de ajuste de modelos de una zona y de dos zonas basados en las ecuaciones de balance para la carga suspendida y la carga de lecho de fondo. La aplicación de los modelos propuestos se hace con datos experimentales del río Bogotá.

Adicional al estudio de Clavijo, Manrique (2007) propone una extensión tanto del modelo ADE (*Advection Dispersion Equation*, Rutherford, 1994), como del modelo ADZ para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión. Los modelos matemáticos se calibran y validan con datos de campo de los ríos de montaña de los Andes colombianos: Teusacá y Subachoque. Los parámetros de calibración del modelo de transporte de sólidos totales en suspensión son la: 1) la porosidad de los sedimentos del fondo del canal (Φ); 2) la velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión (V_s); 3) la velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos del fondo (V_r). Los resultados a partir de la calibración del modelo ADZ para los subtramos de estudio del río Subachoque permiten establecer valores promedios para Φ de 0.892, V_s de 0.651 y V_r de 3.84×10^{-4} (Tabla A1- 15).

Tabla A1- 15. Parámetros de calibración para el modelo ADZ extendido para considerar el transporte de sólidos totales en suspensión en subtramos del río Subachoque. Φ = porosidad de los sedimentos del fondo del canal, V_s = velocidad de sedimentación de partículas sólidas en suspensión; V_r = velocidad de resuspensión de partículas sólidas en los sedimentos del fondo (Adaptado de: Manrique, 2007).

Sitio, río	Subtramo	Campaña	Φ	V_s [m d ⁻¹]	V_r [m d ⁻¹]
Subachoque	1	1	0.885	0.484	1.56E-06
		2	0.940	1.192	5.36E-06
		3	0.921	1.227	3.20E-06
	2	1	0.870	3.888	4.32E-06
		2	0.923	3.46E-05	1.56E-04
		3	0.887	1.037	6.22E-06
	3	1	0.870	3.46E-04	6.05E-04
		2	0.860	0.994	5.62E-06
		3	0.869	4.92E-05	7.52E-04
	4	1	0.890	3.89E-05	9.94E-04
		2	0.942	0.622	1.90E-06
		3	0.901	0.320	6.22E-06
	5	1	0.870	7.26E-06	1.73E-03

Sitio, río	Subtramo	Campaña	Φ	V_s [m d ⁻¹]	V_r [m d ⁻¹]
		2	0.879	1.73E-07	4.58E-04
		3	0.867	1.90E-06	1.04E-03
		Promedio	0.892	0.651	3.84E-04

7.3. Coeficiente de partición y fracción de bacterias adheridas a las partículas

Para modelar las bacterias fecales en macro-escala, el proceso de absorción (en inglés “sorption”) Bai y Lung (2005) lo consideran como un proceso de adsorción (en inglés “adsorption”) lineal reversible como lo sugiere Chapra (1997). Jamieson *et al.* (2005) asumen adsorción irreversible para modelar la pérdida de *E. coli* por sedimentación bajo condiciones de flujo permanente con el argumento de que los mecanismos de adherencia pueden ser dominantes para la adsorción de bacterias mediante fuertes corrientes de agua dulce de potencia iónica baja. Sin embargo según Bai y Lung (2005) otros estudios realizados en aguas subterráneas muestran que la adsorción lineal reversible es una mejor representación de la adherencia de bacterias fecales a las partículas de los sedimentos.

Con la suposición de la adsorción lineal, la fracción de bacterias fecales asociadas a los sedimentos y libres en suspensión puede ser calculada tanto en la columna del agua y en el lecho de sedimentos a partir de las ecuaciones descritas a continuación (Chapra, 1997):

$$F_w = \frac{1}{1 + k_d m} \quad [2]$$

$$F_p = \frac{k_d m}{1 + k_d m} \quad [3]$$

donde F_w es la fracción de bacterias fecales libres en suspensión en la columna de agua, F_p es la fracción de bacterias fecales asociadas a los sedimentos, k_d es el coeficiente de partición [L/mg], m es la concentración de sólidos suspendidos en la columna de agua [mg/l].

En el lecho de sólidos en suspensión, la fracción de bacterias fecales libres en suspensión se calcula como:

$$F_f = \frac{1}{1 + K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}} \quad [4]$$

$$F_p = \frac{K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}}{1 + K_d \frac{\beta_B}{\epsilon}} \quad [5]$$

donde β_B es la densidad específica de los sedimentos del lecho [mg/l] y ϵ es la porosidad del sedimento.



Bai y Lung (2005) y Chapra (1997) establecen que el *flux* de depositación fecal es únicamente calculado para la parte asociada a las partículas cuando el esfuerzo cortante es menor que el esfuerzo cortante crítico para la depositación. Si el esfuerzo cortante en el fondo es mayor que el esfuerzo de corte crítico para la resuspensión, el *flux* de resuspensión es calculado para las bacterias fecales totales ya que ambas las bacterias fecales asociadas a las partículas libres son resuspendidas cuando el lecho de sedimentos es erodado. Consideran parámetros como la velocidad de sedimentación, los esfuerzos de corte críticos y propiedades relacionadas con los sedimentos, las cuales son específicas del sitio y varían considerablemente. Los valores fueron seleccionados de varios estudios relacionados con transporte de sedimentos.

Los valores del coeficiente de partición k_d reportados en la literatura son únicamente para bacterias en aguas subterráneas con una magnitud de 10^{-4} a 10^{-6} L/mg (Bai y Lung, 2005; Gantzer *et al.*, 2001; Lindqvist and Enfield, 1992; Reddy and Ford, 1996). De acuerdo con el estudio de Mahler *et al.* (2000) es de esperar que el coeficiente de partición en la columna de agua sea mucho mayor que el rango en mención (Bai y Lung, 2005). En el estudio de Bai y Lung (2005) establecen un valor de k_d de 0.01 L/mg para obtener una relación de adherencia alrededor del 70% cuando la concentración de sedimentos en la columna de agua alcanza 200 mg/l.

Con fines de identificar el impacto de la sedimentación en la concentración de bacterias fecales, en el estudio de Bai y Lung (2005), se considera que el proceso de sedimentación es un mecanismo de transporte en agua estancada de las partículas de sedimentos y las bacterias presentes. Para representar este fenómeno en este estudio se asume una condición estática de la columna de agua con una densidad inicial de bacterias 10,000 unidades por litro en la columna de agua y de cero en el lecho de sedimentos. La concentración inicial de sedimentos en la columna de agua se establece en 100 mg L^{-1} , en donde la concentración inicial de las bacterias se modela decreciendo con la concentración de sedimentos. La relación inicial de las bacterias fecales adheridas a las bacterias fecales totales es igual a 0.50, y se establece que la relación disminuye a medida que la concentración de sedimentos en la columna de agua disminuye. En un estado final después de que la concentración de sedimentos suspendidos alcanza valores bajos, la concentración de bacterias permanece en un nivel constante. Los resultados se ilustran en la Figura A1- 4 donde las concentraciones de sedimentos y bacterias están normalizadas entre 0 y 1. La sedimentación de sólidos suspendidos causan un 50% de reducción de bacterias fecales en la columna de agua, lo cual concuerda con las observaciones hechas por Waksman y Vartiovaara (1938) y Weiss (1951) según lo reportan Milne *et al.* (1986). Este modelo representa satisfactoriamente de manera simple el mecanismo de transporte de bacterias.

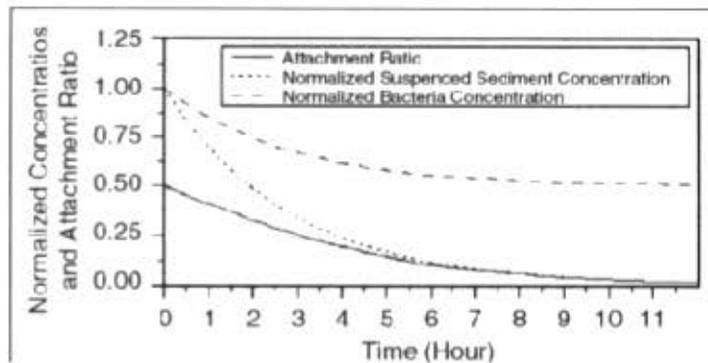


Figura A1- 4. Impacto del asentamiento de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua.

Con relación al impacto del proceso de resuspensión en el transporte y destino de bacterias fecales Bai y Lung (2005) consideran que cuando el fondo de sedimentos es erodado cuando el esfuerzo cortante es suficiente y por tanto las bacterias y los sedimentos son resuspendidos en la columna de agua. Con el fin de determinar el efecto de la resuspensión simulan dos escenarios de bacterias fecales en corrientes bajo condiciones de lavado “fuerte” y “débil”. Para esto se definió una concentración inicial de bacterias de 0 unidades por litro en la columna de agua y de 10000 unidades por litro en el lecho de sedimentos. El flujo generado tiene la capacidad de resuspender los sedimentos del fondo.

En la Figura A1- 5 y en la Figura A1- 6 se ilustran los resultados de los dos escenarios de flujo. En ambos escenarios la concentración de las bacterias fecales aumenta rápidamente en la misma medida que lo hace la resuspensión de sedimentos. La diferencia entre los dos escenarios radica en la recesión de las bacterias fecales ya que las concentraciones de bacterias decrecen a la misma tasa que los sedimentos suspendidos en el escenario de lavado “fuerte”. El decrecimiento de la tasa de adherencia debido al descenso de las concentraciones de sedimentos en suspensión no reduce la tasa de remoción de bacterias fecales en el área de modelación lo que indica que el principal mecanismo de transporte es la advección horizontal. El impacto del proceso de adsorción en la columna de agua es mínimo ya que tanto las bacterias fecales libres y adheridas se remueven rápidamente. En el escenario de lavado “débil”, las bacterias fecales permanecen en la columna de agua mucho más que los sedimentos en suspensión. El transporte de bacterias fecales depende de los sedimentos suspendidos después de que la concentración de sedimentos se reduce a 0 (Bai y Lung, 2005).

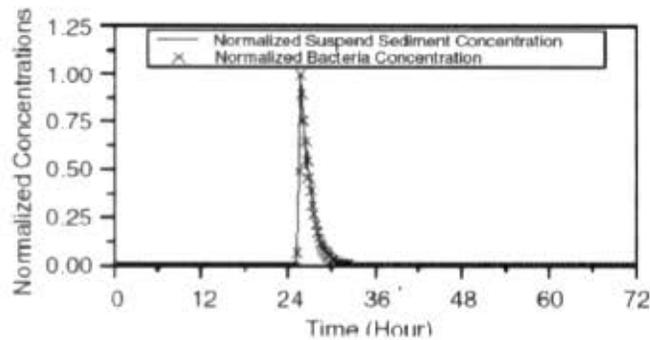


Figura A1- 5. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado "fuerte" en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).

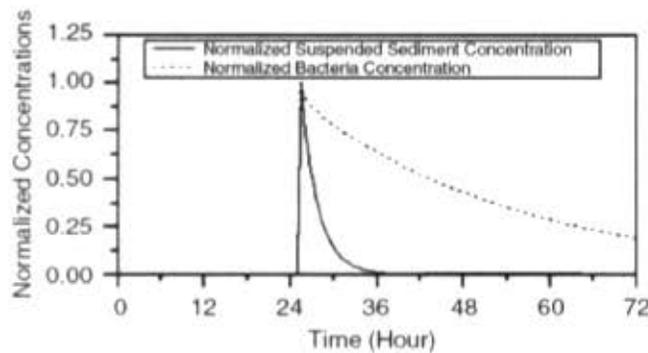


Figura A1- 6. Impacto de la resuspensión de sedimentos sobre las bacterias fecales en la columna de agua bajo condiciones de lavado "débil" en corrientes (Tomado de: Bai y Lung, 2005).

Otro estudio que vale la pena resaltar es el realizado por Jamieson *et al.* (2005). Se desarrolló un procedimiento experimental para simular la resuspensión de la carga de bacterias en los sedimentos de fondo en corrientes aluviales de bajos caudales durante condiciones de flujo permanente. Los experimentos se realizaron utilizando una cadena de *Escherichia coli* resistente al ácido nalidixico (*E. coli* NAR). Esta cadena de *E. coli* la provee el Ministerio de Medio Ambiente de Ontario, y sirve de trazador al no ser patogénica, no encontrarse en la naturaleza con facilidad, tener características similares a otras cadenas de *E. coli*, y su aplicabilidad en el estudio del transporte y persistencia de bacterias entéricas en ambientes subsuperficiales (Jamieson *et al.*, 2005).

Los experimentos se realizaron en dos corrientes tributarias de la cuenca del río *Grand River* de Ontario, la corriente *Canagagigue Creek* y el río *Speed River*. Durante cada experimento se inyectó una mezcla de agua de la corriente, sedimento gradado uniformemente y *E. coli* NAR en un tramo relativamente recto y uniforme de 100 a 150 m de largo caracterizado por la presencia de piscinas y rápidos. La pendiente superficial del agua de la corriente *Canagagigue Creek* y del río *Speed River* es de 0.6% y 0.5%, respectivamente. El transporte de los sedimentos y de *E. coli* NAR se monitoreó hacia aguas abajo del sitio de inyección. En la Tabla A1- 16 se presentan las características

hidráulicas y los parámetros medidos de los experimentos con trazadores realizados por Jamieson *et al.* (2005) considerando dos diferentes tamaños de sedimentos: 45-75 μm y 75-125 μm . Los sedimentos presentaban pH de 7.5 y contenido de materia orgánica del 8%. Los resultados obtenidos permiten establecer que valores de la fracción de partición F variando entre 0.2 y 0.44, con mayor adsorción en las partículas de menor tamaño. El modelo empleado para representar el transporte y distribución de los sólidos totales en suspensión SST y de $E. coli$ NAR fue la Ecuación de Advección-Dispersión. Los parámetros de calibración fueron la velocidad de sedimentación de los sedimentos v_s , el coeficiente de dispersión de los sólidos en suspensión D_{SS} , y el coeficiente de dispersión para el transporte de $E. coli$ NAR D_{EC} . En la Tabla A1- 17 se presentan los resultados de calibración. En general se tiene buena correlación entre las concentraciones de $E. coli$ NAR observadas y simuladas utilizando el modelo ADE y las determinaciones experimentales de las fracciones de partición. En la Figura A1- 7 se presentan algunos ejemplos con los resultados del experimento.

Tabla A1- 16. Características hidráulicas y parámetros experimentales medidos con experimentos de trazadores de $E. coli$ NAR (Jamieson *et al.*, 2005).

	Canagagigue creek		Speed river	
	45-75 μm	75-125 μm	45-75 μm	75-125 μm
Profundidad promedio [m]	0.2	0.27	0.23	0.15
Velocidad promedio [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	0.12	0.12	0.18	0.07
Caudal del río [$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$]	0.12	0.13	0.38	0.1
$E. coli$ NAR* [UFC]	2.0×10^8	4.3×10^9	2.6×10^8	1.2×10^8
Fracción de partición	0.34 (3.4) ^b	0.20 (1.6)	0.44 (5.2)	0.27 (2.8)
SST [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	25	30	25	20

Tabla A1- 17. Coeficientes de dispersión calibrados y velocidades netas de sedimentación obtenidos a través de experimentos trazadores de $E. coli$ NAR (Jamieson *et al.*, 2005).

	Canagagigue creek		Speed river	
	45-75 μm	75-125 μm	45-75 μm	75-125 μm
D_{EC} [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$]	0.4	0.5	1.3	0.4
D_{SS} [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$]	0.06	0.06	0.2	0.06
v_s [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	0.00005	0.0001	0.00002	0.0003

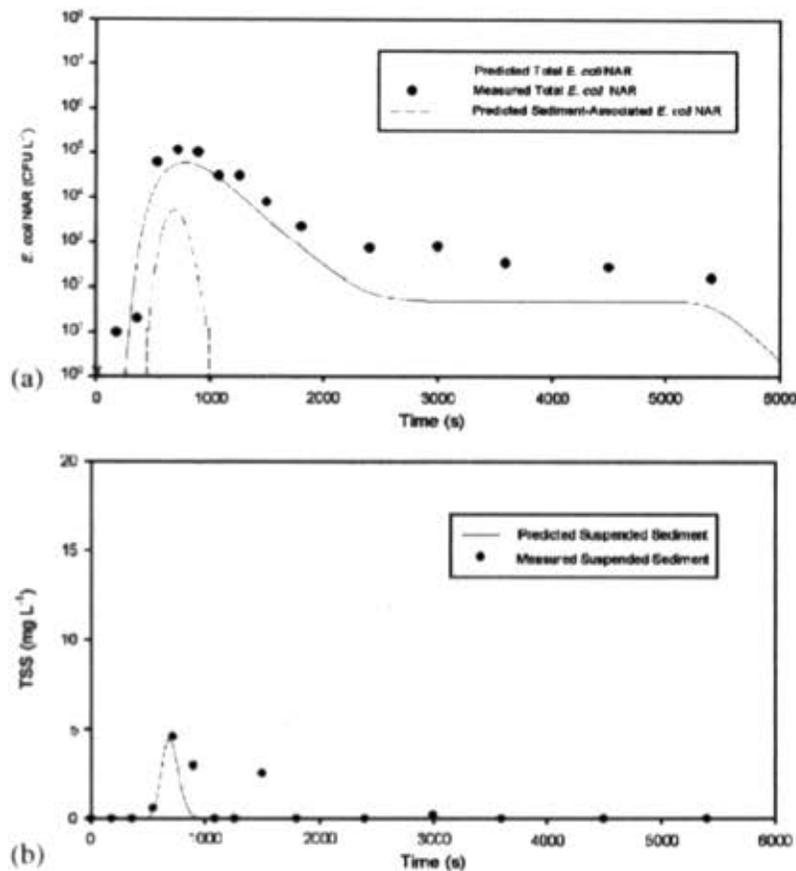


Figura A1- 7. Distribución temporal de los datos modelados y medidos: (a) concentraciones de *E. coli* NAR, y (b) concentraciones de SST para la quebrada Canagagiguc Creek (75-125 μm) 110 m aguas abajo del punto de inyección. *E. coli* NAR total se refiere a la concentración de *E. coli* NAR flotante libre + la concentración de los sedimentos asociados.

8. Modelos de transporte y decaimiento de organismos patógenos

Es importante tener presente que el sistema a modelar es un conjunto de elementos y procesos con una complejidad tal que resultaría casi imposible de representar matemáticamente por completo de no ser por la aplicación de representaciones simples, suposiciones y limitaciones, discretizaciones y demás mecanismos que permiten reducir el número de procesos y variables contempladas en la modelación. Para ilustrar esto, se presenta en la Figura A1- 8 (Haydon y Delectic, 2006) los procesos de transporte y acumulación de organismos patógenos analizando el sistema en un nivel de cuenca. Como procesos superficiales se tiene los aportes directos de materia fecal en la superficie, los procesos de dispersión y transporte por medio de la precipitación y la escorrentía superficial, los depósitos y pérdidas directas en la superficie de la corriente, los procesos de dispersión y transporte en la corriente. A nivel subsuperficial se tienen como procesos de infiltración, adiciones carga contaminante desde pozo sépticos y pérdidas debidas al transporte subsuperficial. En



Los modelos en mención se basan fundamentalmente en el modelo de transporte de solutos de Advección-Dispersión (ADE, *e.g.* Rutherford, 1994).

Dentro de los modelos revisados los que representa de manera más completa el decaimiento de organismos patógenos son los modelos QUAL2E (Brown y Barnwell, 1987) y MIKE 11 (DHI, 2008), en el sentido de que acoplan un modelo para las variables atmosféricas y meteorológicas, y consideran el transporte de sólidos suspendidos totales. La ventaja de QUAL2E sobre MIKE 11 es que representa adecuadamente condiciones anóxicas en la corriente.

8.1. Modelación de organismos patógenos en QUAL2Kw

El modelo QUAL2Kw (Pelletier y Chapra, 2006), última versión del modelo QUAL2E, modela el decaimiento de organismos patógenos considerando que la muerte de patógenos se debe a un decaimiento natural y la radicación solar (Chapra, 1997). La muerte de patógenos en la ausencia de luz se modela como un decaimiento de primer orden en función de la temperatura y de una tasa de decaimiento debido a la radiación solar que se basa en la ley de Beer-Lambert:

$$k_{b1} = k_{dx} + \alpha_{path} \frac{I(0)/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) \quad [6]$$

donde $k_{dx}(T)$ es la tasa de decaimiento de patógenos debido a los efectos de la temperatura [d^{-1}], α_{path} es la constante para el decaimiento inducido por los efectos de la radiación solar [$d^{-1} \cdot ly \cdot h^{-1}$]. α_{path} puede considerarse aproximadamente igual a 1 (Thoman y Mueller, 1987). $I(0)$ es la radiación solar en la superficie del agua [$cal \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1} = ly \cdot d^{-1}$], k_e es el coeficiente de extinción de luz [m^{-1}] y H es la profundidad del agua.

La tasa de decaimiento de organismos patógenos debido a la sedimentación es:

$$k_{bs} = \frac{v_x}{H} \quad [7]$$

donde v_x es la velocidad de sedimentación de patógenos [$m \cdot d^{-1}$]. En general QUAL2Kw estima la concentración de organismos patógenos S_x como:

$$S_x = - \left(k_{dx}(T) + \alpha_{path} \frac{I(0)/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) + \frac{v_x}{H} \right) x \quad [8]$$

El coeficiente de extinción se relaciona con las variables del modelo mediante la Ecuación [8].

8.2. Modelación de organismos patógenos en MIKE

El modelo hidrodinámico Mike 11 desarrollado por el Instituto Danés de Hidráulica (DHI, 2008) es un modelo unidimensional de hidrodinámica completa que puede aplicarse en el estudio de la dinámica de ríos y de calidad del agua. Incluye módulos que pueden ser adicionados para simular

los procesos de advección y dispersión, el transporte de sedimentos, el proceso de eutroficación, los procesos lluvia – escorrentía y la calidad del agua. El módulo de calidad del agua permite la modelación de DBO, oxígeno disuelto y *E. coli*, aunque no incluye los ciclos completos de oxígeno o nitrógeno (Cox, 2003; Irvine, *et al.*, 2005).

El modelo hace parte de un conjunto de programas comercializados por el propio DHI y otros consultores del Reino Unido y Europa. El modelo ha sido desarrollado a partir del sistema 11 del DHI publicado originalmente en 1972 y permite simular la dinámica de los movimientos del agua en un río o corriente natural y en estuarios. MIKE-11 ha sido usado ampliamente como un modelo hidráulico para la protección contra inundaciones y como un modelo de calidad del agua como parte de la metodología para la Administración de la Polución Urbana, la cual es utilizada para evaluar el impacto de descargas intermitentes sobre ríos y estuarios. Gracias a que es un modelo que contempla una hidrodinámica completa es capaz de modelar secciones de ríos bajo la interacción de las mareas así como en aplicaciones de agua dulce (Cox, 2003).

El transporte de solutos en el modelo es simulado por medio del módulo de advección – dispersión que resuelve la misma ecuación unidimensional de conservación de masa como en QUAL2E, sin embargo MIKE-11 provee una solución dinámica. Adicionalmente este módulo permite simular decaimientos de primer orden para los determinantes.

Las versiones 11, 21 y 3 de MIKE en su módulo de calidad del agua ECO Lab metodológicamente define dos grupos de coliformes: coliformes totales y coliformes fecales. El decaimiento de las bacterias entéricas se modela como una reacción de primer orden de acuerdo con las consideraciones de Crane y Moore (1986), sin embargo DHI (2008b) señala que la tasa de decaimiento es altamente variable debido a la interacción de los factores ambientales y afirma que de acuerdo con los resultados de Mancini (1978) los principales factores son la radiación solar, la temperatura y la salinidad. De aquí que se defina la tasa de mortalidad de bacterias coliformes (total o fecal) se expresa de acuerdo con los factores en mención:

$$k_p = k_{d0} \cdot \theta_s^{(sal)} \cdot \theta_I^I \cdot \theta_T^{(T-20)} \quad [9]$$

donde k_p es la tasa de decaimiento de baterías coliformes totales o fecales [dia^{-1}], k_{p0} es la tasa dedecaimiento a 20 °C a una salinidad de 0‰ y en la oscuridad [dia^{-1}], θ_s es el coeficiente de salinidad para la tasa de decaimiento, sal es la salinidad [‰], θ_I es el coeficiente de de intensidad de radiación solar para la tasa de decaimiento, I es la intensidad de radiación solar integrada sobre la profundidad [$\text{Kw}\cdot\text{m}^{-2}$], θ_T es el coeficiente de temperatura para la tasa de decaimiento, y T es la



temperatura del agua [°C]. La temperatura se calcula como el resultado de la diferencia entre la energía solar en el día y la pérdida de energía debido a la radiación emitida en forma de calor.

La tasa de decaimiento a 20°C en agua fresca y en la oscuridad se estima en 0.80 día⁻¹ y el coeficiente de temperatura en 1.07. Estos son los valores del modelo por omisión.

El decaimiento de bacterias coliformes es descrita como:

$$\frac{dC}{dt} = k_p \cdot C \quad [10]$$

donde C es la concentración de bacterias coliformes [100^{-1} ml^{-1}] (DHI, 2008c).

En cuanto a los procesos de sedimentación MIKE realiza el cálculo de los movimientos verticales a partir de información de las capas por debajo o por encima en los sistemas de capas múltiples. En ECO Lab es posible especificar un tipo de proceso con movimiento vertical: sedimentación. Este es el proceso de transporte vertical hacia el fondo. La solución de una variable de estado con un proceso de sedimentación en un sistema de múltiples capas tiene en cuenta que una contribución de la variable de estado es recibida desde una capa superior (a no ser que sea una capa superficial). Cualquier variación en la discretización vertical se incluye en la solución en la solución numérica de la ecuación diferencial asociada con el proceso de sedimentación. Cuando se resuelve una ecuación diferencial que contiene un proceso de sedimentación, ECO Lab sustituye el proceso de sedimentación en la ecuación diferencial con la siguiente expresión:

$$\frac{dc_n}{dt} = \frac{-settling_{n-1} \cdot dz_{n-1} + settling_n \cdot dz_n}{dz_n} \quad [11]$$

donde $settling_{n-1}$ es la expresión especificada por el usuario para la tasa de cambio de la variable de estado de concentración en la capa n debida al transporte por los procesos de sedimentación desde la capa $n-1$ hacia la capa n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$]; $settling_n$ es la expresión especificada por el usuario para la para la tasa de cambio de la variable de estado de concentración en la capa n debida al transporte por los procesos de sedimentación desde lacapa $n+1$ hacia la capa n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$]; dz_n es el espesor de la capa n [m] y dz_{n-1} es el espesor de la capa $n-1$ [m].

En cuanto a la forma en que ECO Lab tiene en cuenta la penetración de luz en la columna de agua se recurre a una función basada en la ley de Lambert Beer. En sistemas de múltiples capas con variación vertical de los coeficientes de extinción, la expresión de Lambert Beer debe calcularse para cada una de las capas y por consiguiente la expresión como argumento utiliza el resultado de la expresión de Lambert Beer en la capa de arriba.

$$I_n = I_{n-1} e^{-\mu_n dz_n} \quad [12]$$

donde I_n es la luz disponible para la producción primaria en la capa actual n , I_{n-1} es la irradiancia en la capa de arriba, μ_n es el coeficiente de extinción y dz_n es el espesor de la capa. Nótese la similaridad de esta expresión con las ecuaciones [6] y [7].



Apéndice 2. Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de organismos patógenos índice

Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de Coliformes Totales y *Escherichia coli*

Siguiendo a Young y Wallis (1993) el modelo elemental ADZ para un único tramo del río puede escribirse en la forma:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = -\alpha \cdot c_j(t) + \beta \cdot c_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.1]$$

Donde, $c_j(t)$ es la concentración a la salida del tramo en el tiempo t , $c_{j-1}(t - \tau)$ es la concentración a la entrada del tramo (*i.e.* la salida del $j - 1$ ésimo tramo) τ unidades de tiempo previas. Los parámetros α y β están definidos por las siguientes ecuaciones:

$$\alpha = k_p + \frac{Q}{V_l}; \quad \beta = \frac{Q}{V_l} \quad [A1.2]$$

donde k_p es el coeficiente de la tasa de pérdida o decaimiento de organismos patógenos, Q es el caudal que entra al tramo y V_l es el volumen de la zona muerta. Para estado conservativo ($k_p = 0$) los parámetros α y β quedan definidos como:

$$\alpha = \beta = \frac{1}{T} \quad [A1.3]$$

donde $T = V_e/Q$ representa el tiempo de residencia en la zona muerta agregada (ADZ), *i.e.* el tiempo constante asociado con la dispersión del soluto mientras pasa el elemento ADZ.

En el caso no conservativo, es necesario considerar el efecto del proceso de decaimiento durante el periodo de tiempo asociado con el tiempo de retraso advectivo, como también el efecto dentro de la zona muerta ADZ (Young y Wallis, 1993). Por tanto, se reemplaza el término $c_{j-1}(t - \tau)$ de la ecuación [A1.1] por $c^*(t)$, donde $c^*(t)$ representa la concentración del soluto subsecuente al decaimiento en el tiempo de retraso advectivo τ . El decaimiento de $c^*(t)$ es descrito por una ecuación simple de decaimiento diferencial:

$$\frac{d[c^*(t)]}{dt} = -k_p \cdot c(t) \quad [A1.4]$$

La integración de esta ecuación con respecto al tiempo de retraso τ conduce a:

$$c^*(t) = e^{-k_p \cdot \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.5]$$

Finalmente, el modelo no conservativo es de la forma de la ecuación [A1.1] con α y β definidos como:

$$\alpha = k_p + \frac{1}{T}; \quad \beta = \frac{1}{T} e^{-k_p \tau} \quad [A1.6]$$

Esto es:

$$\begin{aligned} \frac{d[c_j(t)]}{dt} &= -\left(k_p + \frac{1}{T}\right) \cdot c_j(t) + \frac{1}{T} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) \\ \frac{d[c_j(t)]}{dt} &= -k_p \cdot c_j(t) - \frac{1}{T} c_j(t) + \frac{1}{T} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) \\ \frac{d[c_j(t)]}{dt} &= -k_p \cdot c_j(t) + \frac{1}{T} [-c_j(t) + e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau)] \end{aligned}$$

Reordenando términos:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = \frac{1}{T} [e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) - c_j(t)] - k_p \cdot c_j(t)$$

Reemplazando $T = V_e/Q$, que representa el tiempo de residencia en la zona muerta agregada o $(\bar{t} - \tau)$, se tiene:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = \frac{1}{\bar{t} - \tau} [e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}(t - \tau) - c_j(t)] - k_p \cdot c_j(t) \quad [A1.7]$$

Para estado estable:

$$\frac{d[c_j(t)]}{dt} = 0; \quad (t - \tau) = 1$$

Por tanto:

$$\begin{aligned} 0 &= \frac{1}{\bar{t} - \tau} [e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1} - c_j(t)] - k_p \cdot c_j(t) \\ 0 &= \frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1} - \frac{1}{\bar{t} - \tau} c_j(t) - k_p \cdot c_j(t) \end{aligned} \quad [A1.8]$$

Despejando $c_j(t)$:

$$c_j(t) = \frac{\frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}}{\frac{1}{\bar{t} - \tau} + k_p} \quad [A1.9]$$

Modelo de zona muerta agregada ADZ para el transporte de sólidos suspendidos totales

Retomando el modelo elemental ADZ para un único tramo del río propuesto por Young y Wallis (1993), ecuación [A1.1] y planteándola para el transporte de sólidos suspendidos totales, se tiene:



$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\alpha \cdot m_j(t) + \beta \cdot m_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.10]$$

donde, $m_j(t)$ es la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) a la salida del tramo en el tiempo t , $m_{j-1}(t - \tau)$ es la concentración de SST a la entrada del tramo (*i.e.* la salida del $j - 1$ éximo tramo) τ unidades de tiempo previas. Los parámetros α y β están definidos por la Ecuación [A1.2]. Para estado conservativo ($k_p = 0$) los parámetros α y β son los definidos por la Ecuación [A1.3].

El modelo conservativo es de la forma de la ecuación [A1.10] con α y β definidos por la Ecuación [A1.3], *i.e.*:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\frac{1}{T} \cdot m_j(t) + \frac{1}{T} \cdot m_{j-1}(t - \tau) \quad [A1.11]$$

Para considerar los procesos de sedimentación de las partículas sólidas en suspensión y de resuspensión se introducen dos términos adicionales:

$$\begin{aligned} \frac{d[m_j(t)]}{dt} = & -\frac{1}{T} \cdot m_j(t) + \frac{1}{T} \cdot m_{j-1}(t - \tau) - \frac{v_s}{H} m_j(t) \\ & + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \end{aligned} \quad [A1.12]$$

donde v_s es la velocidad de suspensión, v_r es la velocidad de resuspensión, H es la profundidad del flujo, $m'_j(t)$ es la concentración de "sólidos suspendidos" en los sedimentos a la entrada del tramo. Reemplazando $T = V_e/Q$, que representa el tiempo de residencia en la zona muerta agregada o $(\bar{t} - \tau)$, se tiene:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_j(t) + \frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_{j-1}(t - \tau) - \frac{v_s}{H} m_j(t) + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \quad [A1.13]$$

Para considerar el decaimiento de sólidos suspendidos durante el proceso de advección y siguiendo a Young y Wallis (1993) el modelo resultante es:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = -\frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_j(t) + \frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{\left(-\frac{v_s}{H}\tau + \frac{v_r}{H}\tau\right)} \cdot m_{j-1}(t - \tau) - \frac{v_s}{H} m_j(t) + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \quad [A1.14]$$

Para estado estable:

$$\frac{d[m_j(t)]}{dt} = 0; \quad (t - \tau) = 1$$

Por tanto:

$$0 = -\frac{1}{\bar{t} - \tau} \cdot m_j(t) + \frac{1}{\bar{t} - \tau} e^{\left(-\frac{v_s}{H}\tau + \frac{v_r}{H}\tau\right)} \cdot m_{j-1} - \frac{v_s}{H} m_j(t) + \frac{v_r}{H} m'_j(t) \quad [A1.15]$$

Despejando $m_j(t)$:

$$m_j(t) = \frac{\frac{1}{t-\tau} e^{(-\frac{v_s}{H}t + \frac{v_s}{H}\tau)} \cdot m_{j-1} + \frac{v_s}{H} m'_j(t)}{\frac{1}{t-\tau} + \frac{v_s}{H}} \quad [A1.16]$$

Considerando y siguiendo a Chapra (1997) la concentración de “sólidos suspendidos” en los sedimentos puede definirse como:

$$m'_j(t) = \frac{M}{V'} \quad [A1.17]$$

donde M es la masa de la fase sólida en los sedimentos [g] y V' es el volumen total de la capa de sedimentos [m³]. Adicionalmente:

$$\rho = \frac{M'}{V_p} \quad [A1.18]$$

donde ρ es la densidad de los sedimentos, V_p es el volumen de los sólidos o fase particulada de los sedimentos [m³].

Ahora bien, definiendo la porosidad ϕ como el volumen de los sedimentos que se encuentran en la fase líquida sin incluir los espacios de los poros aislados que se consideran parte de la fase sólida. La porosidad operacionalmente se define como la fracción del volumen total que se encuentra en la fase líquida:

$$\phi = \frac{V_l}{V'} \quad [A1.19]$$

donde V_l es el volumen de la parte líquida de la capa de sedimentos [m³]. Por consiguiente la fracción de los sedimentos que se encuentran en la fase sólida quedan definida como:

$$1 - \phi = \frac{V_p}{V'} \quad [A1.20]$$

es decir:

$$V' = \frac{V_p}{1 - \phi} \quad [A1.21]$$

Al sustituir las Ecuaciones [A1.18] y [A1.21] en la Ecuación [A1.17] se tiene:

$$m'_j(t) = (1 - \phi)\rho \quad [A1.22]$$

Nótese que la estimación de la concentración de “sólidos suspendidos” en los sedimentos puede determinarse directamente si se consideran sedimentos de textura fina con valores típicos de



densidad y porosidad entre $2.4-2.7 \times 10^6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ y $0.8 - 0.95$, respectivamente. Por consiguiente la Ecuación [A1.16] puede escribirse como:

$$m_j(t) = \frac{\frac{1}{t-\tau} e^{(-\frac{v_s \tau}{H} + \frac{v_r}{H} \tau)} \cdot m_{j-1} + \frac{v_r}{H} (1-\phi) \rho}{\frac{1}{t-\tau} + \frac{v_s}{H}} \quad [\text{A1.23}]$$

Finalmente esta ecuación se acopla con la ecuación que define el transporte de coliformes totales y *Escherichia coli*, Ecuación [A1.9], i.e.:

$$c_j(t) = \frac{\frac{1}{t-\tau} e^{-k_p \tau} \cdot c_{j-1}}{\frac{1}{t-\tau} + k_p}$$

Apéndice 3. Resultados adicionales de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Subachoque

Calibración de la tasa global de decaimiento de CT y *E. coli*.

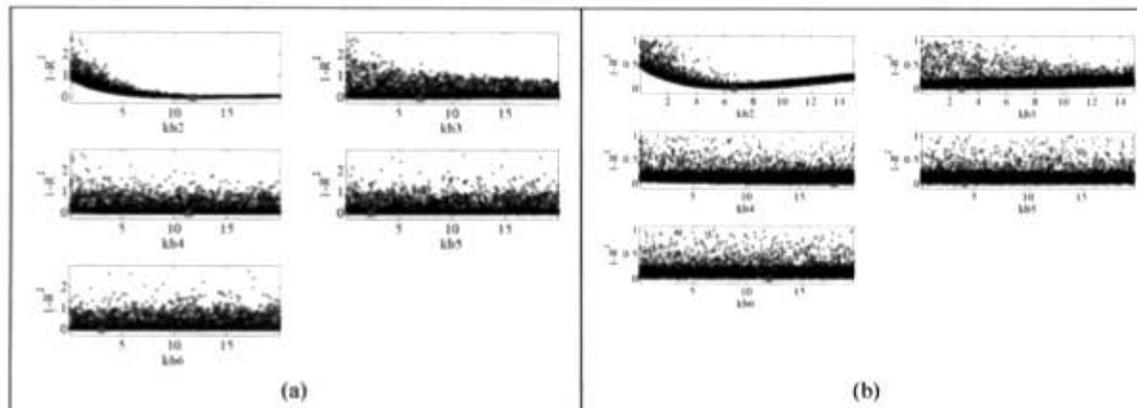


Figura A 1. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

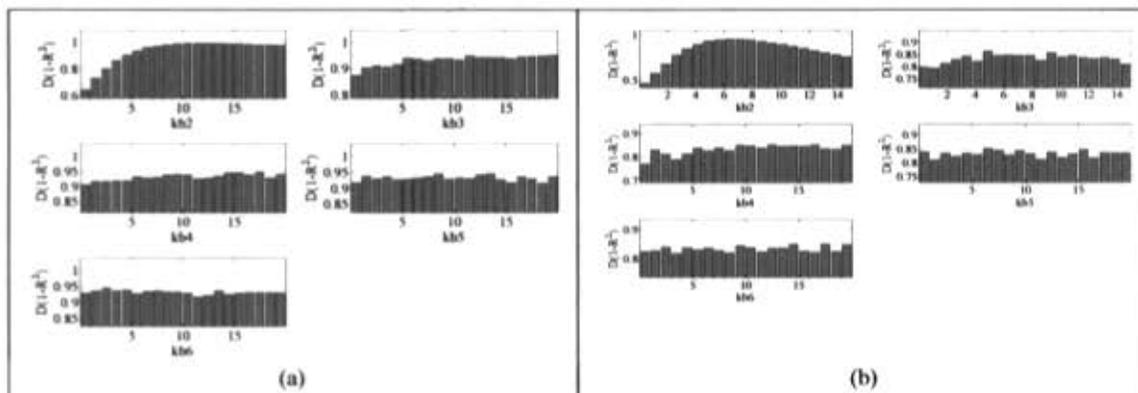


Figura A 2. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.



Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (k_m , I_0 , k_d , v_s).

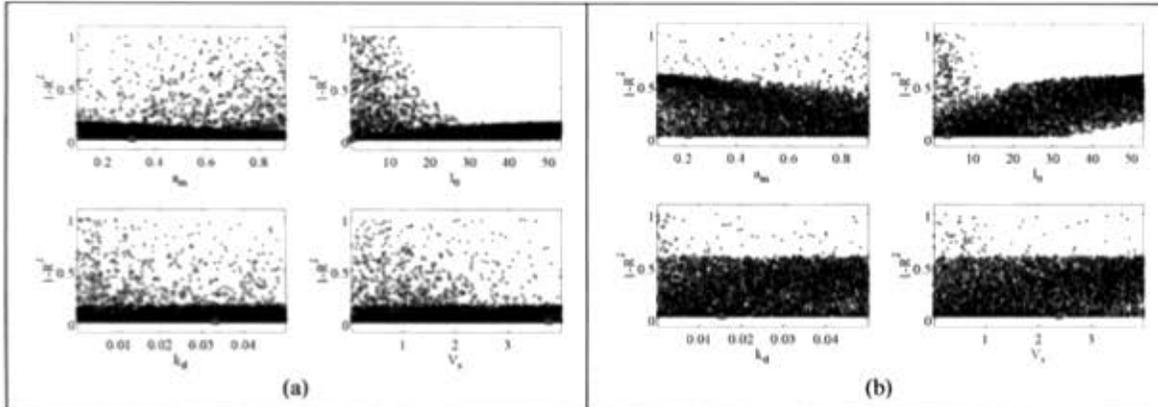


Figura A 3. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

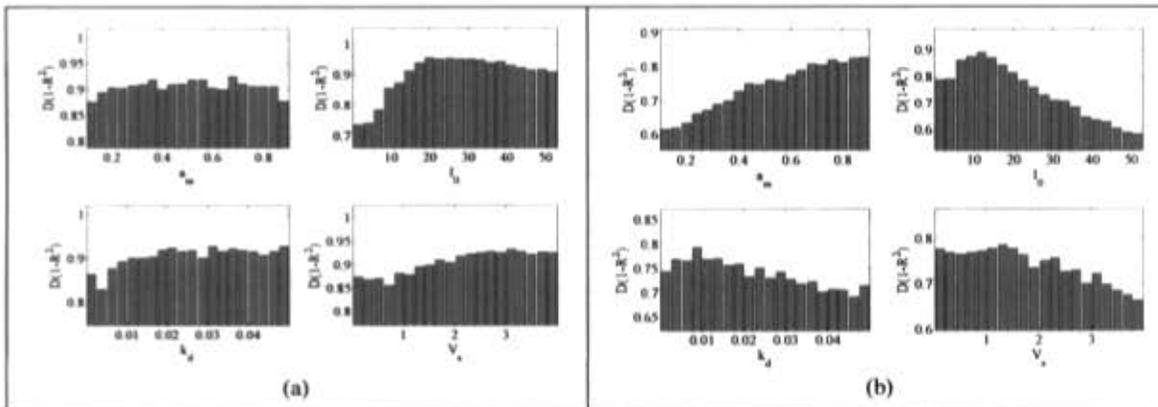


Figura A 4. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 2 parámetros globales (a_m, I_0) y 2 parámetros por tramo (k_d, v_s).

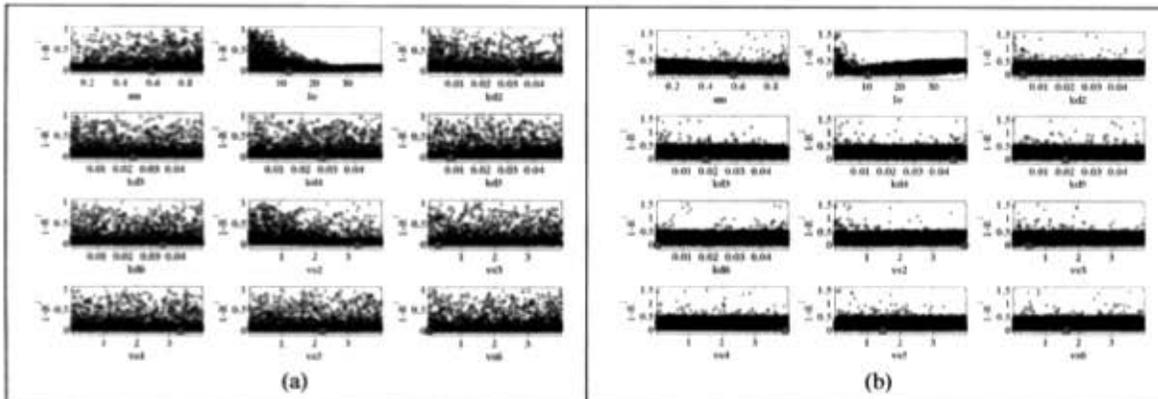


Figura A 5. Resultados de calibración opción 2 tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

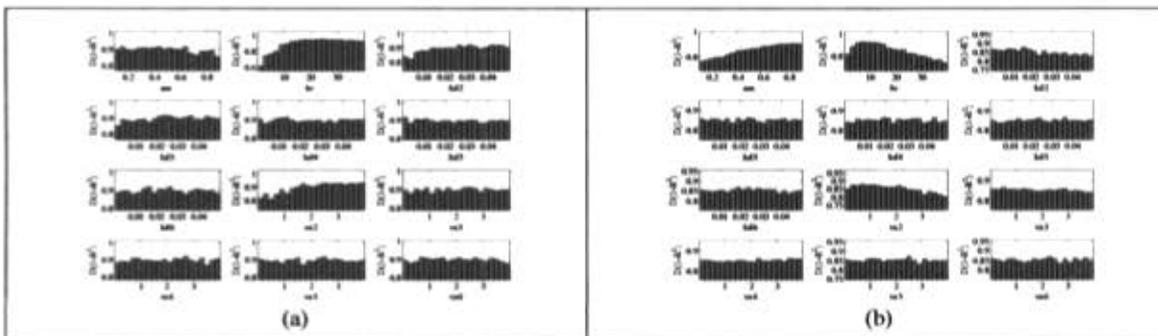


Figura A 6. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando parámetros por tramo y 3 parámetros adicionales para el transporte de SST.

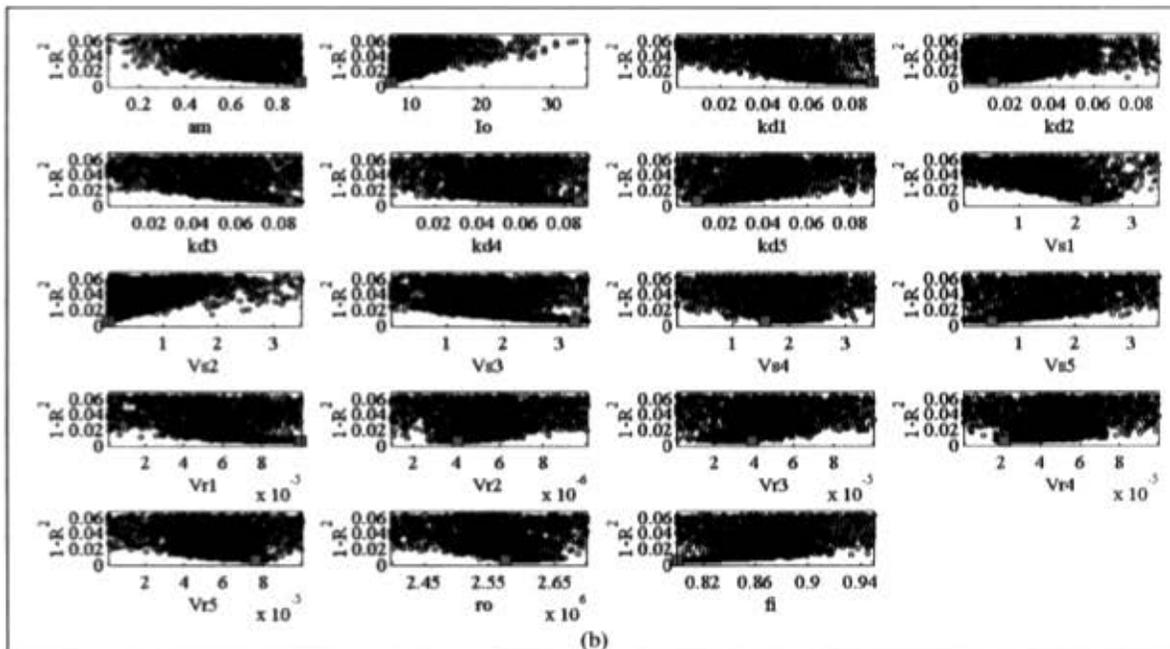
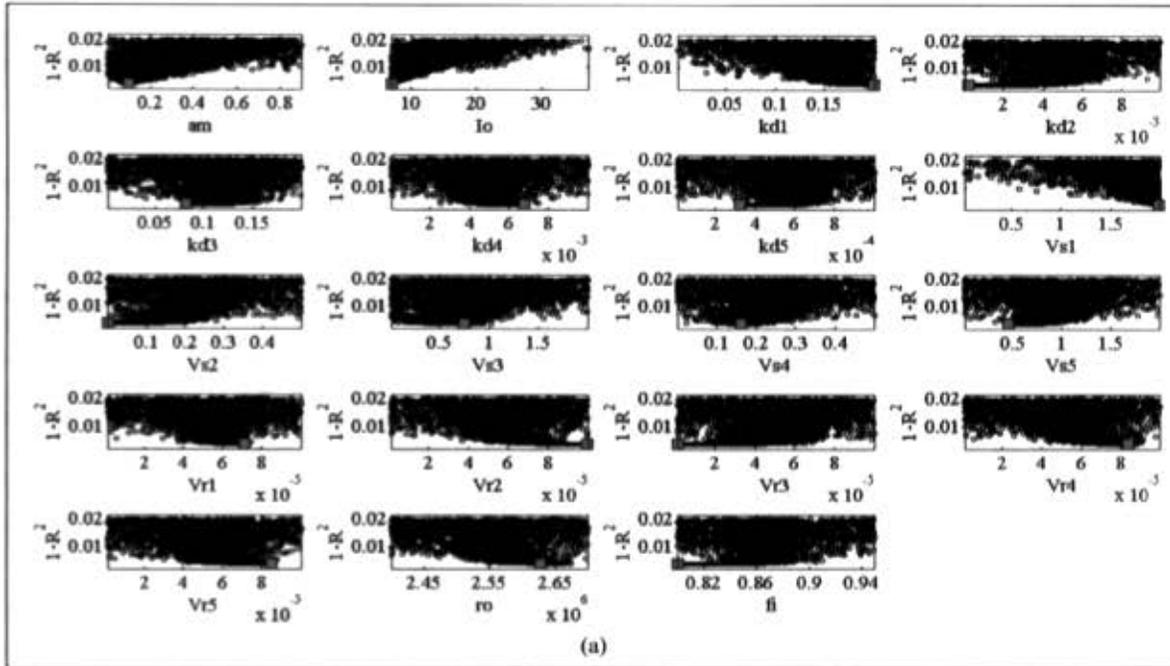


Figura A 7. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

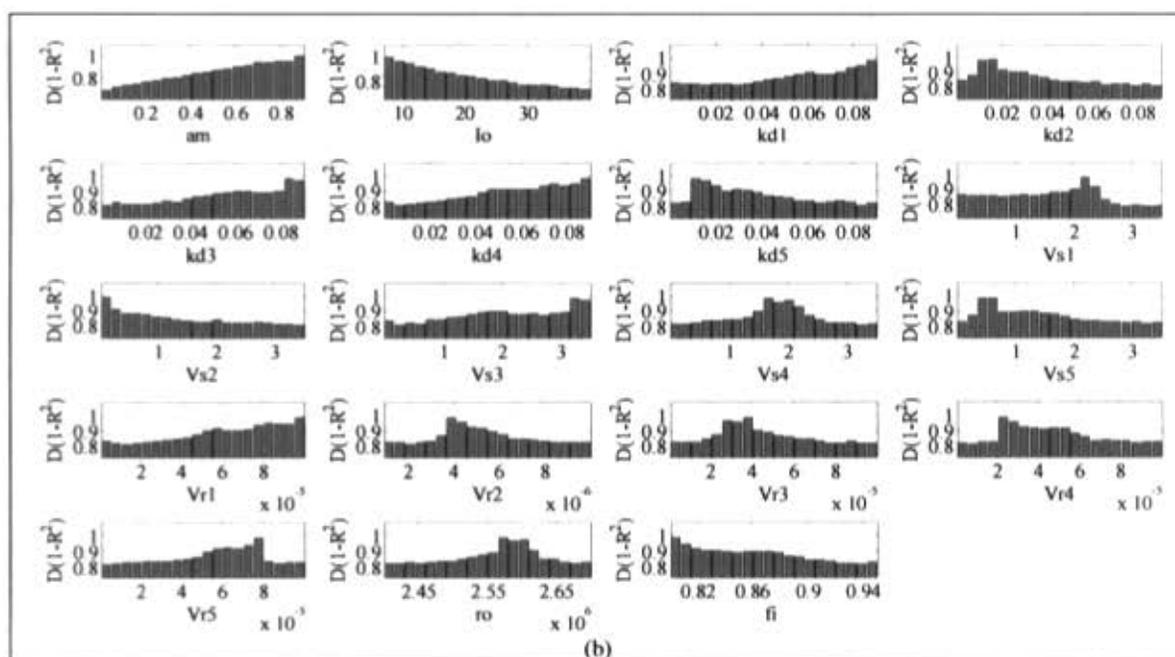
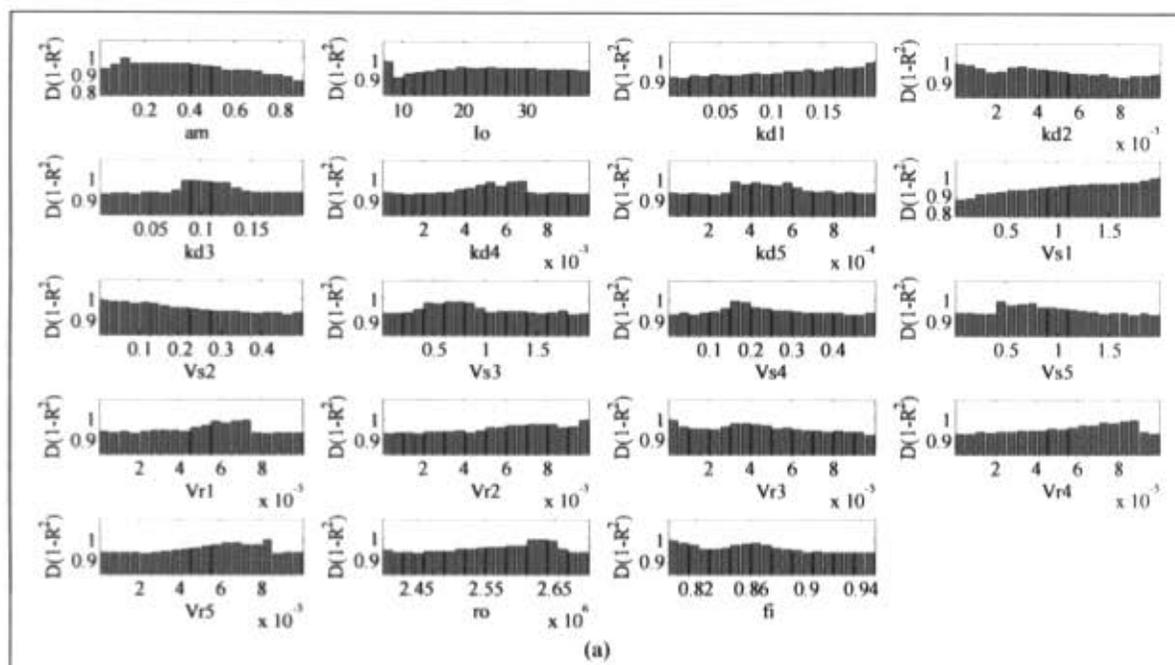


Figura A 8. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Subachoque. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.



Análisis de sensibilidad y de incertidumbre del modelo acoplado para el transporte y decaimiento de organismos patógenos.

Tasa de decaimiento global.

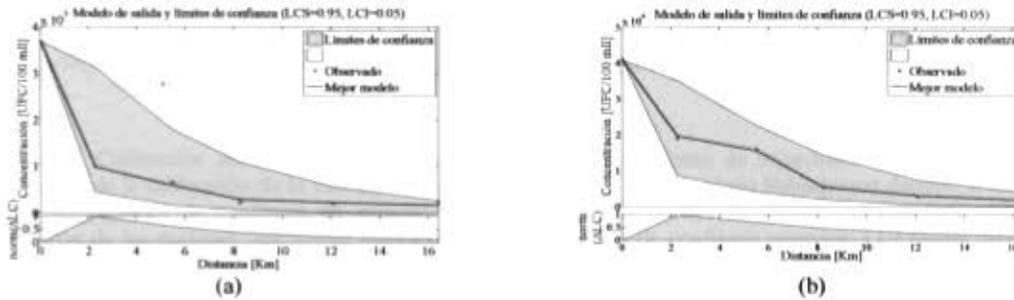


Figura A 9. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

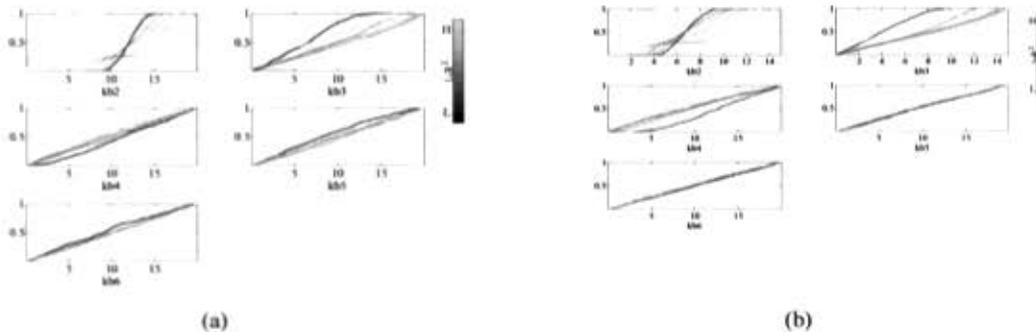


Figura A 10. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 variables globales (a_m , I_0 , k_d , v_s).

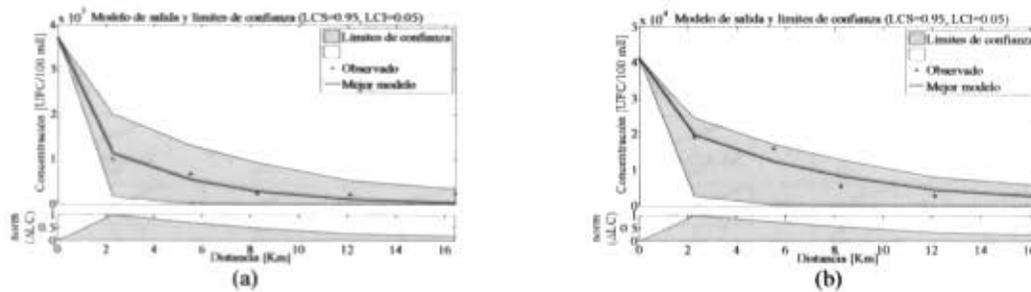


Figura A 11. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

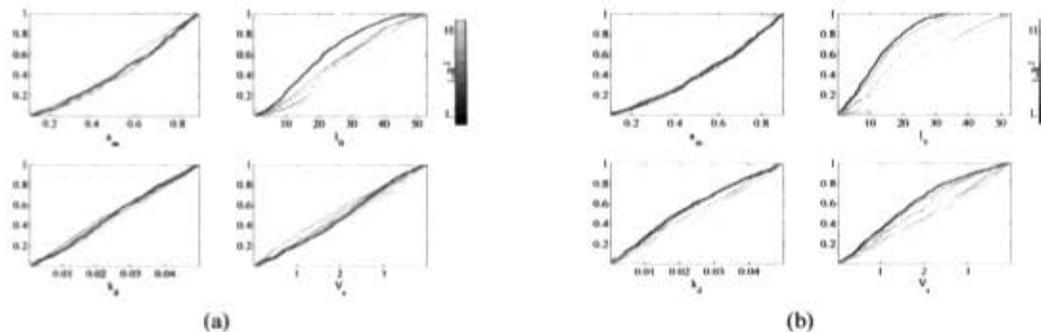


Figura A 12. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 2 parámetros globales (a_m , I_0) y 2 parámetros por tramo (k_d , v_s).

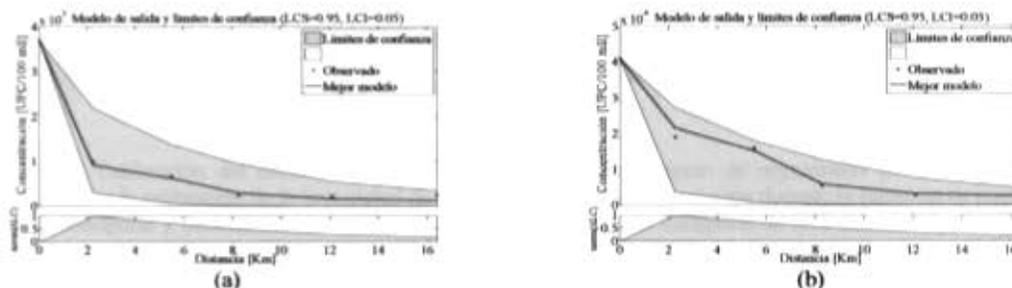


Figura A 13. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

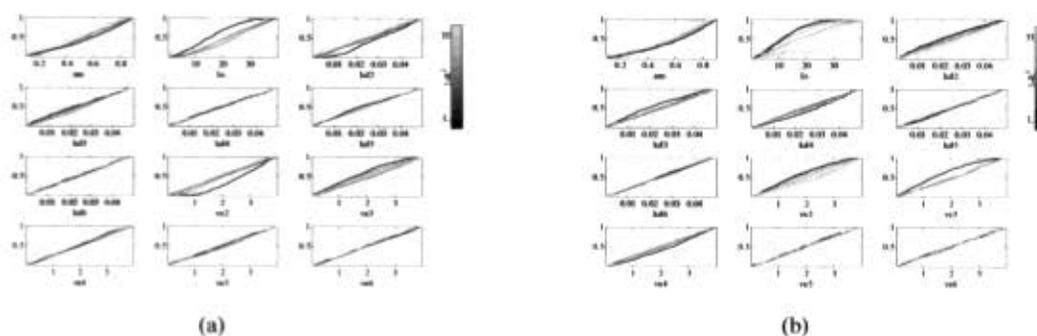


Figura A 14. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (a_m , I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros globales adicionales para el transporte de SST (v_n , ρ , y φ).

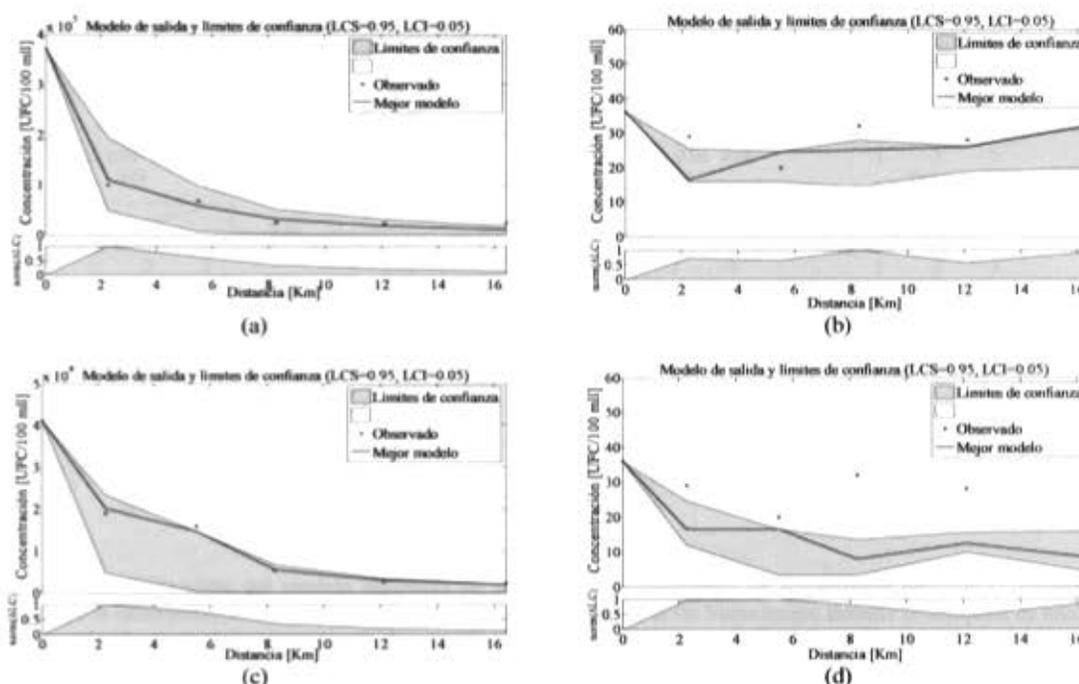


Figura A 15. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento en el río Subachoque durante la campaña de medición C3: modelo de transporte y decaimiento de CT (a) con acople del modelo de transporte de SST (b), modelo de transporte y decaimiento de *E. coli* (c) con acople del modelo de transporte de SST (d). Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límites de confianza).

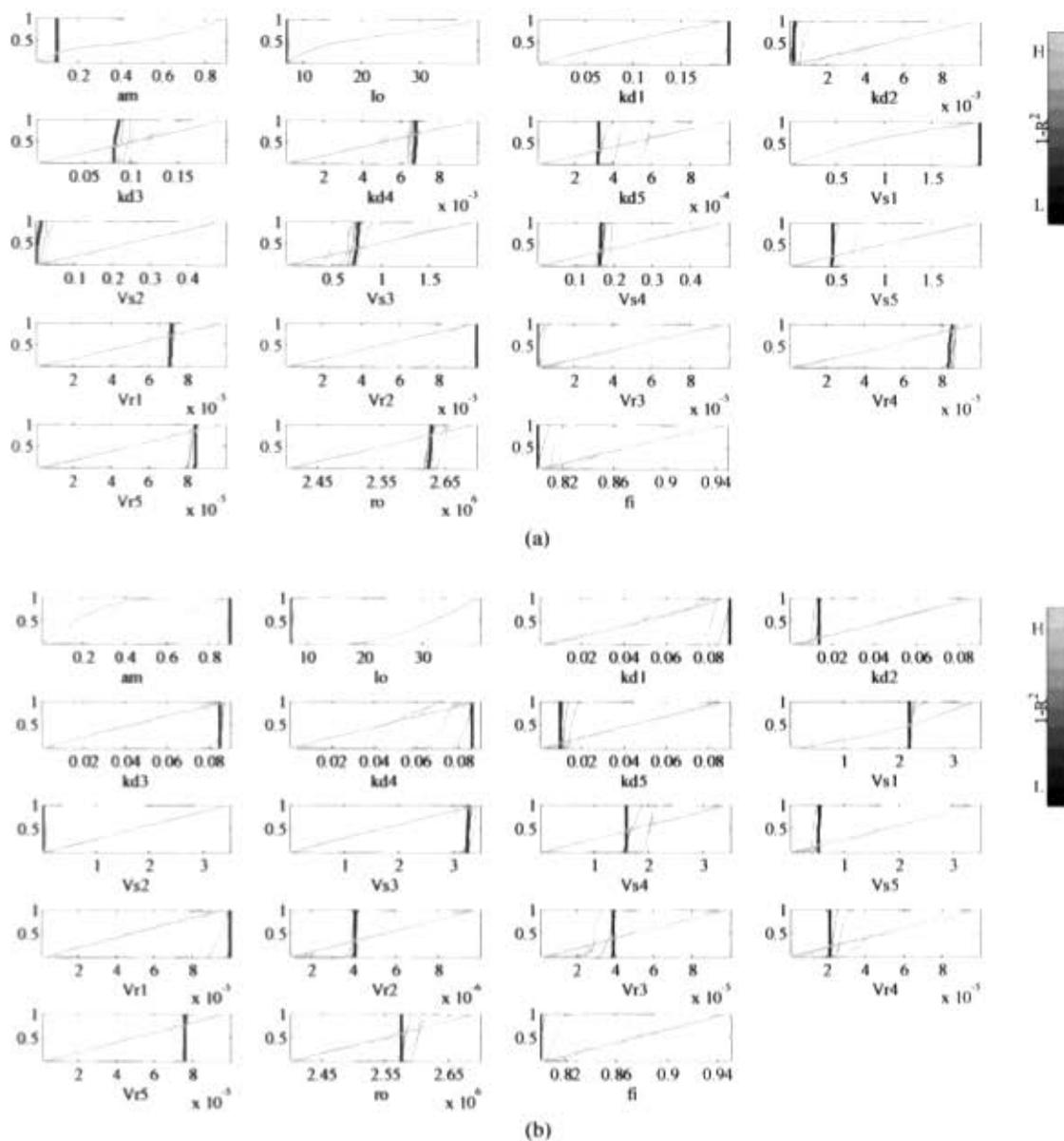


Figura A 16. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Subachoque durante la campaña de medición C3. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Apéndice 4. Ejemplo hoja de cálculo datos de entrada para calibración del modelo acoplado. Campaña C1. Río Teusacá.

A manera de ejemplo se presenta la hoja de cálculo en la que se consignan los datos observados para la calibrar el modelo y que son datos de entrada del algoritmo de calibración. En la columna (1) y (2) se consignan los resultados de calibración del modelo integrado de transporte el tiempo de viaje medio y el tiempo de retraso advectivo para cada uno de los delta de espacio en los que se han discretizado los tramos, en este caso entre 50 m y 150 m como se establece en la columna (21). En las columnas (3) y (4) se define la concentración de CT y *E. coli* en la abscisa correspondiente (columna 11). En las columnas (5) a (9) se definen los datos observados de temperatura del agua, salinidad, coeficiente alfa para la radiación solar, Intensidad de la radiación solar, y sólidos suspendidos totales, respectivamente. La intensidad no es necesario definirla y para la concentración de SST sólo es necesario el valor en el primer tramo ya que el modelo calcula el transporte de sólidos en suspensión.

En la columna (10) opcionalmente se puede definir la profundidad de la corriente en cada tramo ya que el modelo la calcula con base en los coeficientes alfa y beta de la curva de calibración H vs Q (columnas 18 y 19). En la columna (12) se define el caudal observado. En las columnas (13) a (17) se establece el caudal de afluente/descarga puntual o extracción puntual (valor negativo), la concentración de CT de afluente/descarga puntual, la concentración de *E. coli* de afluente/descarga puntual, la temperatura del agua del afluente/descarga puntual, y la concentración de SST del afluente/descarga puntual.

Finalmente en la columna (20) se define el número de tramo al que pertenece el delta de espacio. Este valor es importante porque es el que define el número de tasas de decaimiento de organismos patógenos que se calibran, *i.e.* una tasa de decaimiento por tramo. En el modelo del río Teusacá se calibran las tasas para los tramos: T5-T6, T6-T7, T7-T8, T8-T10, T10-T11 (5 tasas en total). Nótese que se modela el río Teusacá desde el kilómetro 1+140 (sitio T5, aguas abajo de la confluencia de la Quebrada Simayá) hasta el kilómetro 8+417 (sitio T11, La Cabaña).

(1) r _a [s]	(2) t _{ao} [s]	(3) Coliformes totales [UFC/100 ml]	(4) E. Coli [UFC/100 ml]	(5) T [°C]	(6) Salinidad [ppt o g L ⁻¹]	(7) alfa [adim]	(8) lo [ly d ⁻¹]	(9) SST [mg L ⁻¹]	(10) H [m]	(11) abscisa [km]	(12) Caudal [m ³ s ⁻¹]
0	0	9.30E+04	9.80E+03	16	0	1	360.29	18.0	0.197	1.1400	0.310
184	103				0	1				1.1900	
184	103				0	1				1.2400	
184	103				0	1				1.2900	
184	103				0	1				1.3400	
184	103				0	1				1.3900	
184	103				0	1				1.4400	
184	103				0	1				1.4900	
184	103				0	1				1.5400	
184	103				0	1				1.5900	
184	103				0	1				1.6400	
184	103				0	1				1.6900	
184	103				0	1				1.7400	
184	103				0	1				1.7900	
184	103				0	1				1.8400	
184	103				0	1				1.8900	
184	103				0	1				1.9400	
184	103				0	1				1.9900	
184	103	3.50E+04	1.00E+03	17.5	0	1	420.42	5.0	0.197	2.0400	0.310
203	113				0	1				2.0950	
387	215				0	1				2.2000	
387	215				0	1				2.3050	
387	215				0	1				2.4100	
387	215				0	1				2.5150	
387	215				0	1				2.6200	
387	215				0	1				2.7250	
387	215				0	1				2.8300	
387	215				0	1				2.9350	
387	215				0	1				3.0400	
387	215				0	1				3.1450	
387	215				0	1				3.2500	
387	215				0	1				3.3550	
387	215				0	1				3.4600	
403	224				0	1				3.5650	
403	224				0	1				3.6700	
403	224				0	1				3.7750	
403	224				0	1				3.8800	
403	224				0	1				3.9850	
403	224				0	1				4.0900	
403	224				0	1				4.1950	
643	480	6.10E+04	4.70E+03	12.5	0	1	360.20	2.0	0.259	4.2800	0.278
908	678				0	1				4.4000	
908	678				0	1				4.5200	
908	678				0	1				4.6400	
908	678				0	1				4.7600	
908	678				0	1				4.8800	
1010	755				0	1				5.0000	
1010	755				0	1				5.1200	
1010	755				0	1				5.2400	
842	629				0	1				5.3400	
1179	881				0	1				5.4800	
1179	881				0	1				5.6200	
1179	881				0	1				5.7600	
1179	881				0	1				5.9000	
1179	881				0	1				6.0400	
1179	881				0	1				6.1800	
1179	881				0	1				6.3200	
1179	881				0	1				6.4600	
1179	881				0	1	360.12			6.6000	
842	629				0	1				6.7000	
842	629				0	1				6.8000	
842	629				0	1				6.9000	
842	629				0	1				7.0000	
1263	943				0	1				7.1500	
1263	943				0	1				7.3000	
1263	943				0	1				7.4500	
1263	943				0	1				7.6000	
1263	943				0	1				7.7500	
1263	943				0	1				7.9000	
1263	943				0	1				8.0500	
1263	943				0	1				8.2000	
842	629				0	1				8.3000	
985	736	1.80E+04	1.00E+03	12.5	0	1	360.08	5.0	0.218	8.4170	0.211



(11) abscisa [km]	(12) Caudal [m ³ s ⁻¹]	(13) Puntual Caudal [m ³ s ⁻¹]	(14) Puntual C.totales [UFC/100 ml]	(15) Puntual E. Coli [UFC/100 ml]	(16) Puntual T [°C]	(17) Puntual SST [mg L ⁻¹]	(18) Hidraulica H-aQb alfa [adim]	(19) Hidraulica H-aQb beta [adim]	(20) Tramo	(21) Longitud [m]
1.1400	0.310	0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	
1.1900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.2400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.2900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.3400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.3900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.4400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.4900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.5400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.5900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.6400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.6900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.7400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.7900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.8400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.8900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.9400		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
1.9900		0	0	0	0	0	0.2700	0.270	1	50.00
2.0400	0.310	0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	50.00
2.0950		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	55.00
2.2000		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.3050		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.4100		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.5150		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.6200		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.7250		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.8300		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
2.9350		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.0400		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.1450		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.2500		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.3550		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.4600		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.5650		-0.032	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.6700		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.7750		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.8800		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
3.9850		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
4.0900		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
4.1950		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	2	105.00
4.2800	0.278	0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	85.00
4.4000		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.5200		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.6400		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.7600		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
4.8800		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.0000		-0.067	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.1200		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.2400		0	0	0	0	0	0.2697	0.270	3	120.00
5.3400		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
5.4800		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
5.6200		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
5.7600		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
5.9000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.0400		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.1800		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.3200		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.4600		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.6000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	140.00
6.7000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
6.8000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
6.9000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	4	100.00
7.0000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	100.00
7.1500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.3000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.4500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.6000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.7500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
7.9000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
8.0500		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
8.2000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	150.00
8.3000		0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	100.00
8.4170	0.211	0	0	0	0	0	0.5807	0.622	5	117.00

Apéndice 5. Resultados adicionales de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos del río Teusacá

Calibración de la tasa global de decaimiento de CT y *E. coli*.

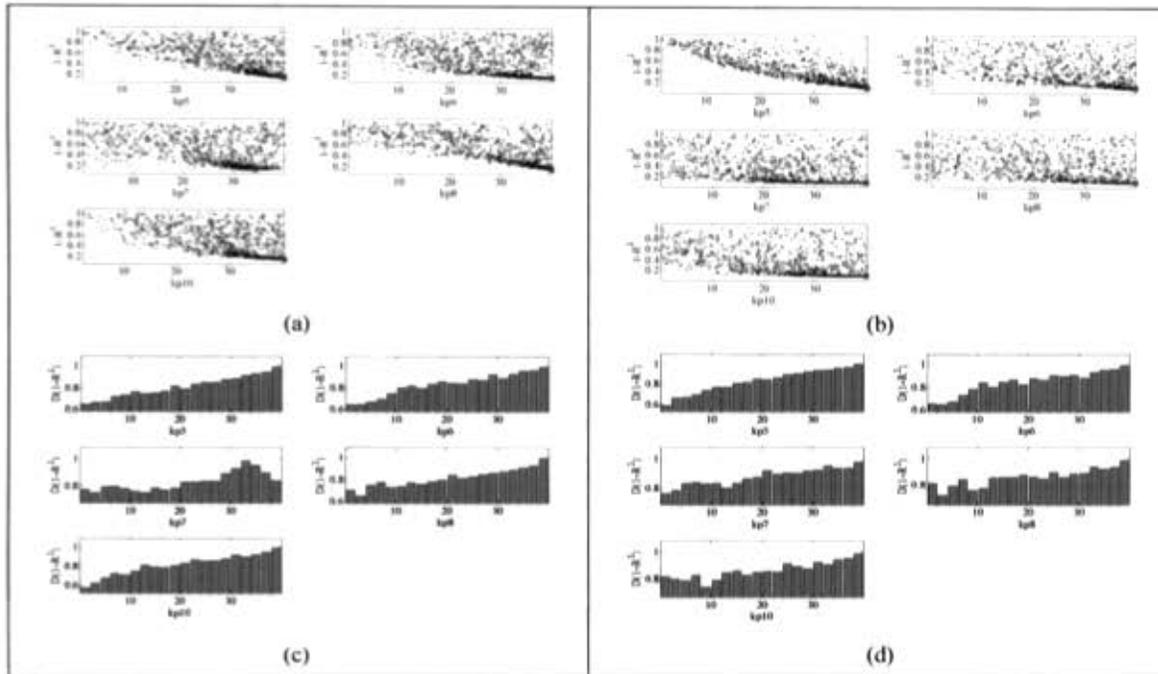


Figura A 17. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento para los tramos del río Teusacá a partir de los datos observados durante la campaña de monitoreo C5. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro: calibración de CT (a), calibración de *E. coli* (b). Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 : calibración de CT (c), calibración de *E. coli* (d).

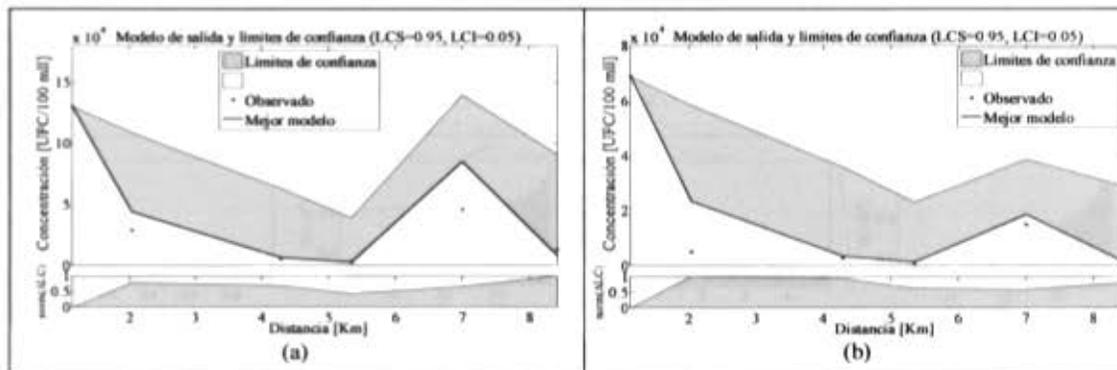


Figura A 18. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ALC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

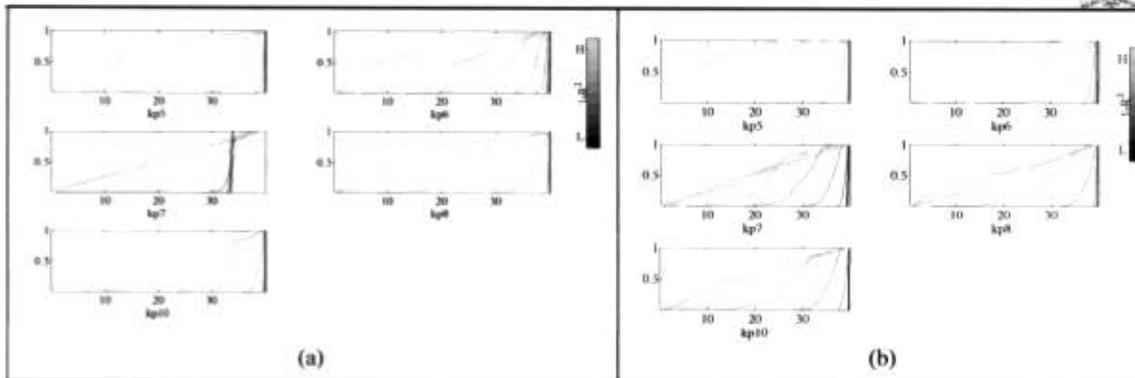


Figura A 19. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugiere sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (a_m , I_0 , k_d , v_s).

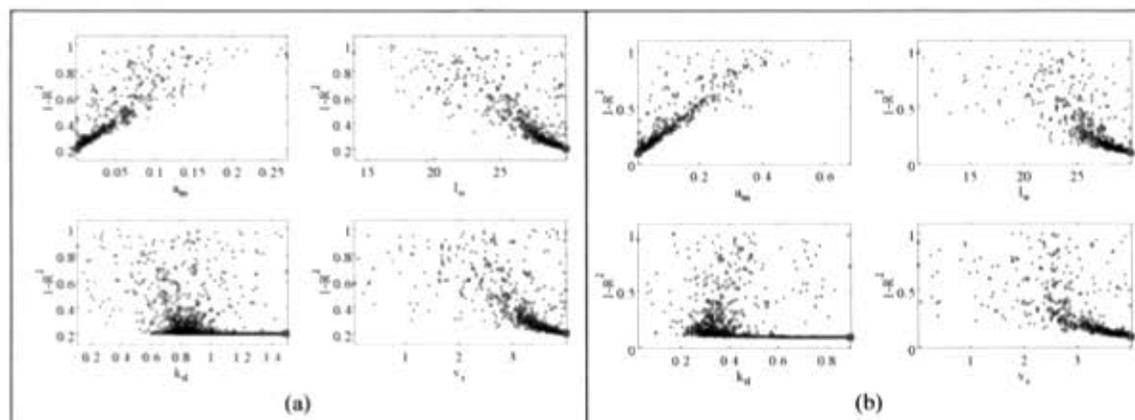


Figura A 20. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

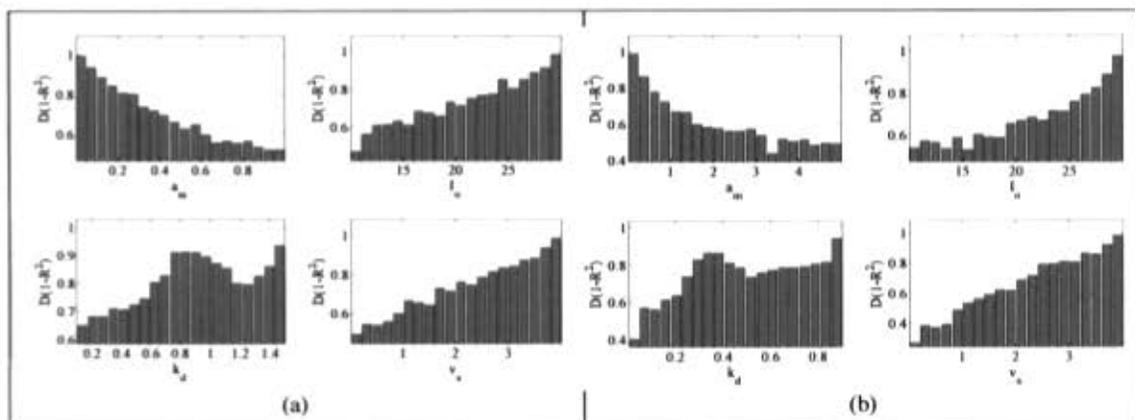


Figura A 21. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT, (b) *E. coli*, (c), (d), (e), (f) durante la campaña de medición C3 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

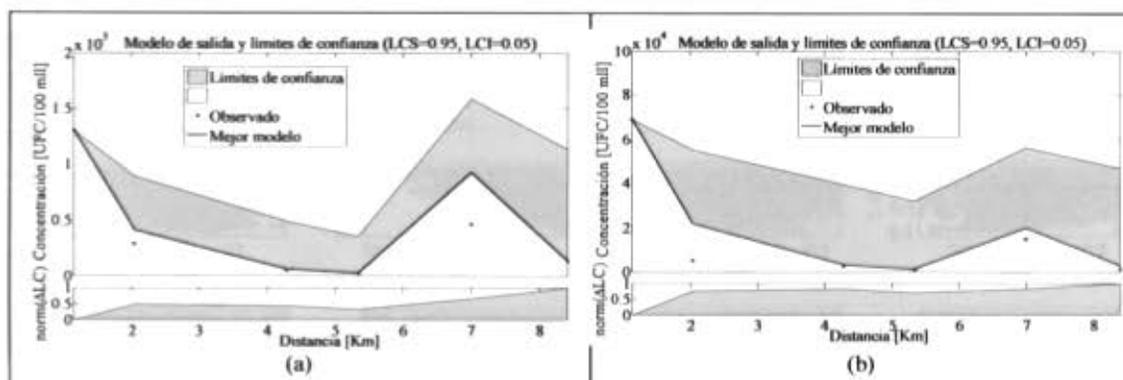


Figura A 22. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Análisis de incertidumbre de la calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(Δ LC)=diferencia normalizada entre los límite de confianza).

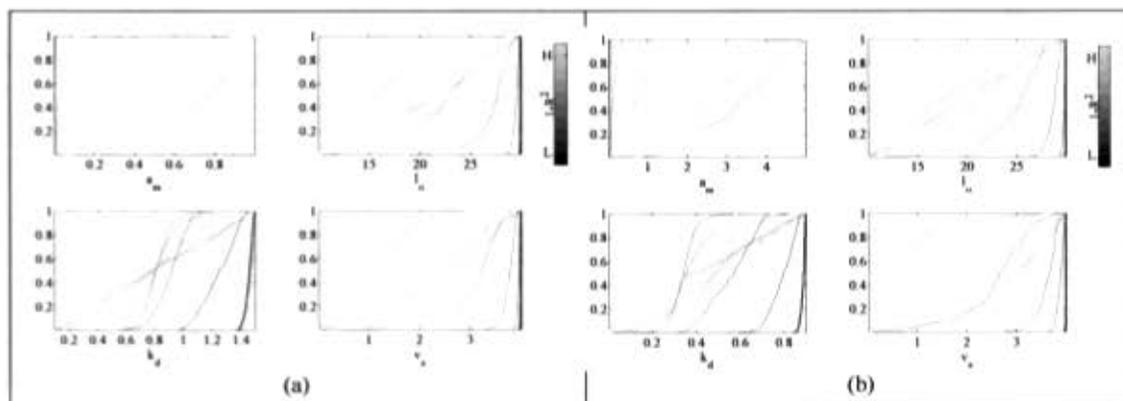


Figura A 23. Calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos. Sensibilidad regional de la calibración de la tasa global de decaimiento de (a) CT y (b) *E. coli* en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.



Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 1 parámetro global (a_m) y 3 parámetros por tramo (I_0, k_d, v_s).

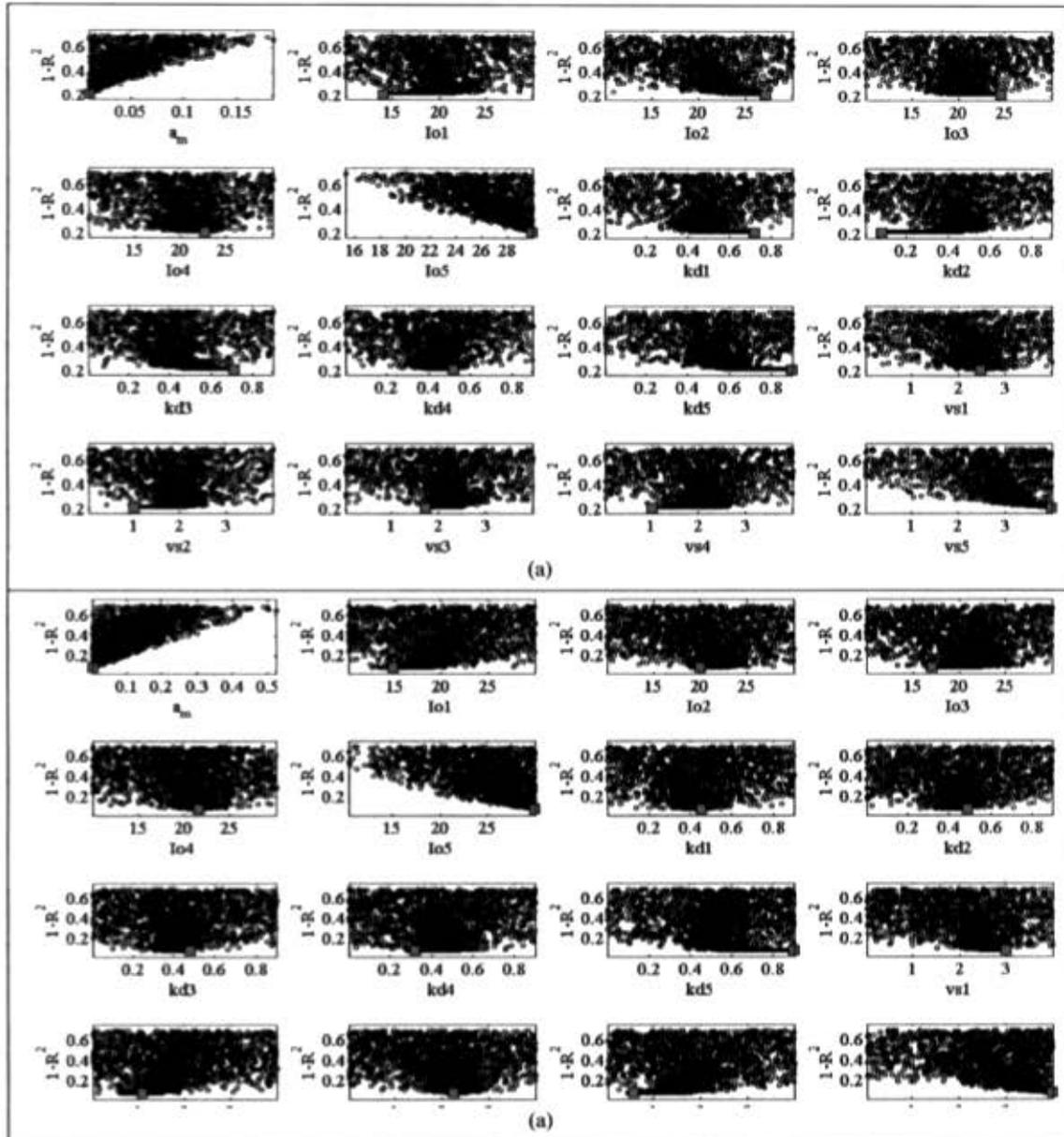


Figura A 24. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), y *E. coli* (b) durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

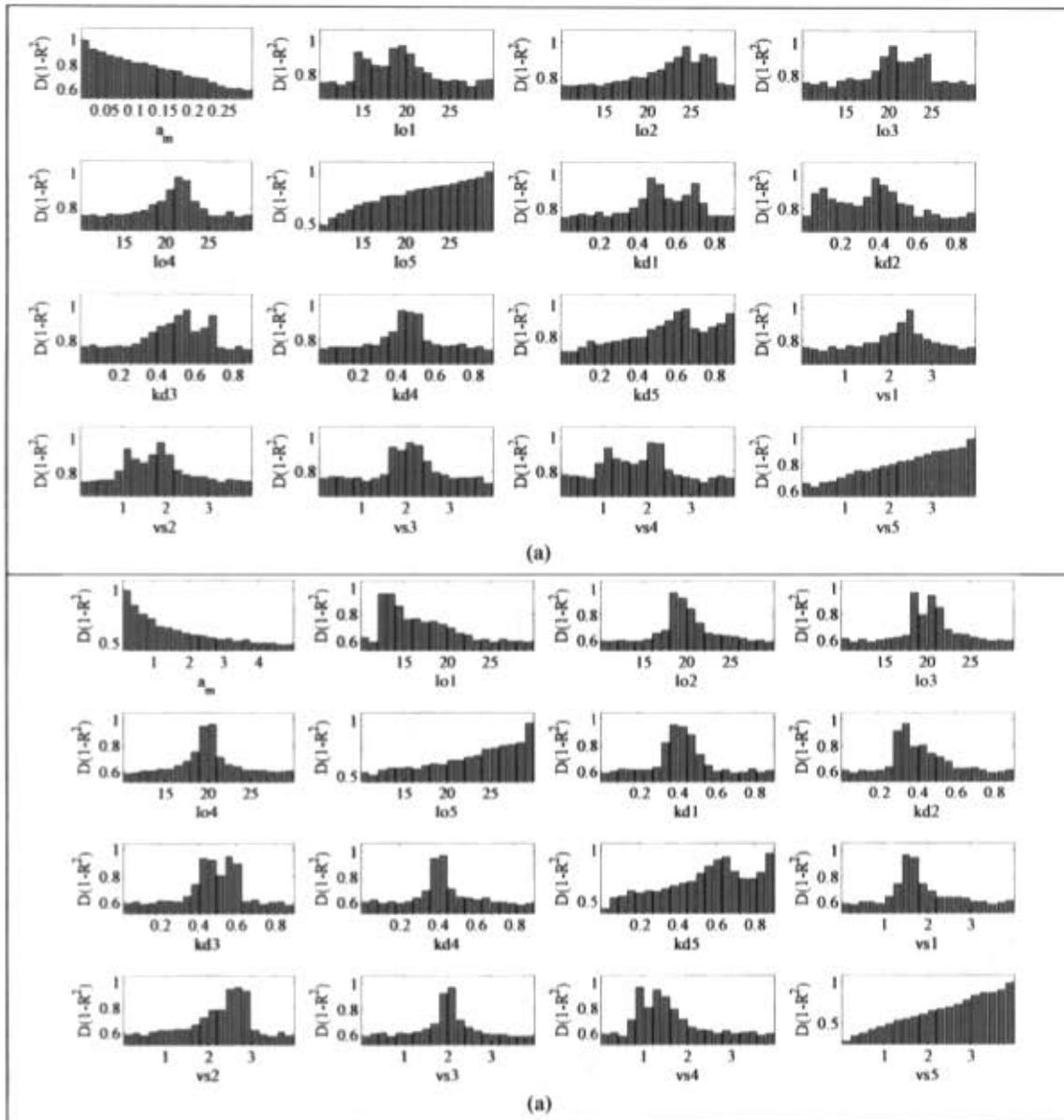


Figura A 25. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), y *E. Coli* (b) durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

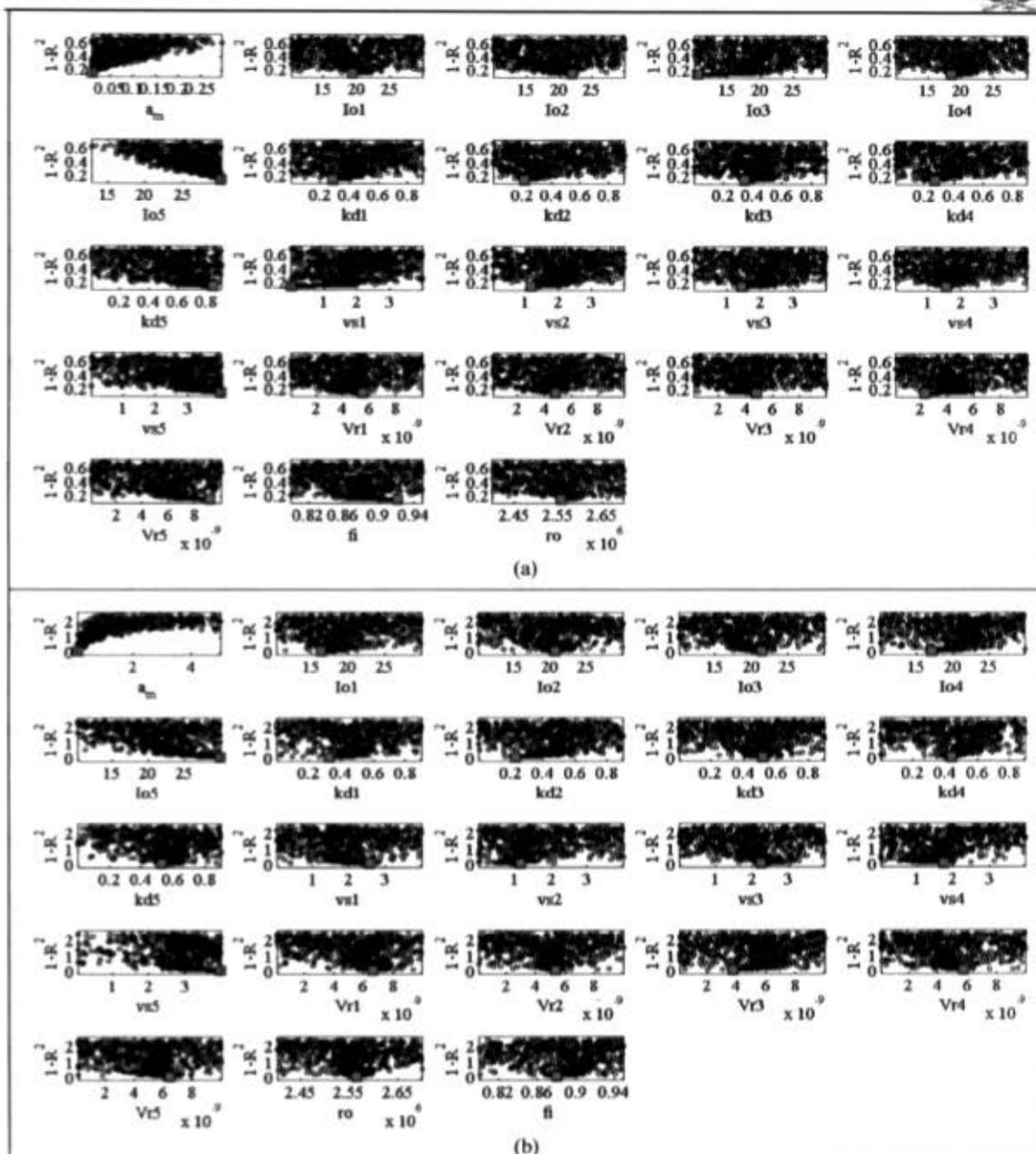


Figura A 26. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

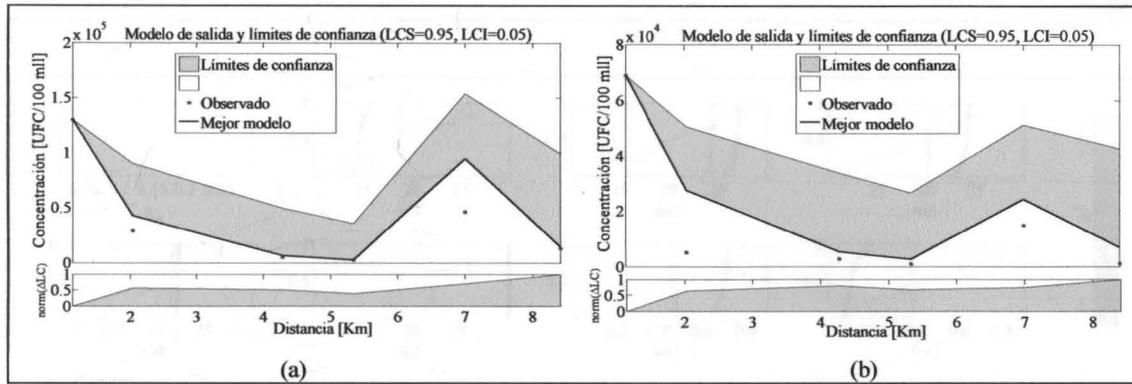


Figura A 27. Análisis de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m) y 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s). Calibración para CT (a) y *E. coli* (b) en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ΔLC)=diferencia normalizada entre los límites de confianza).

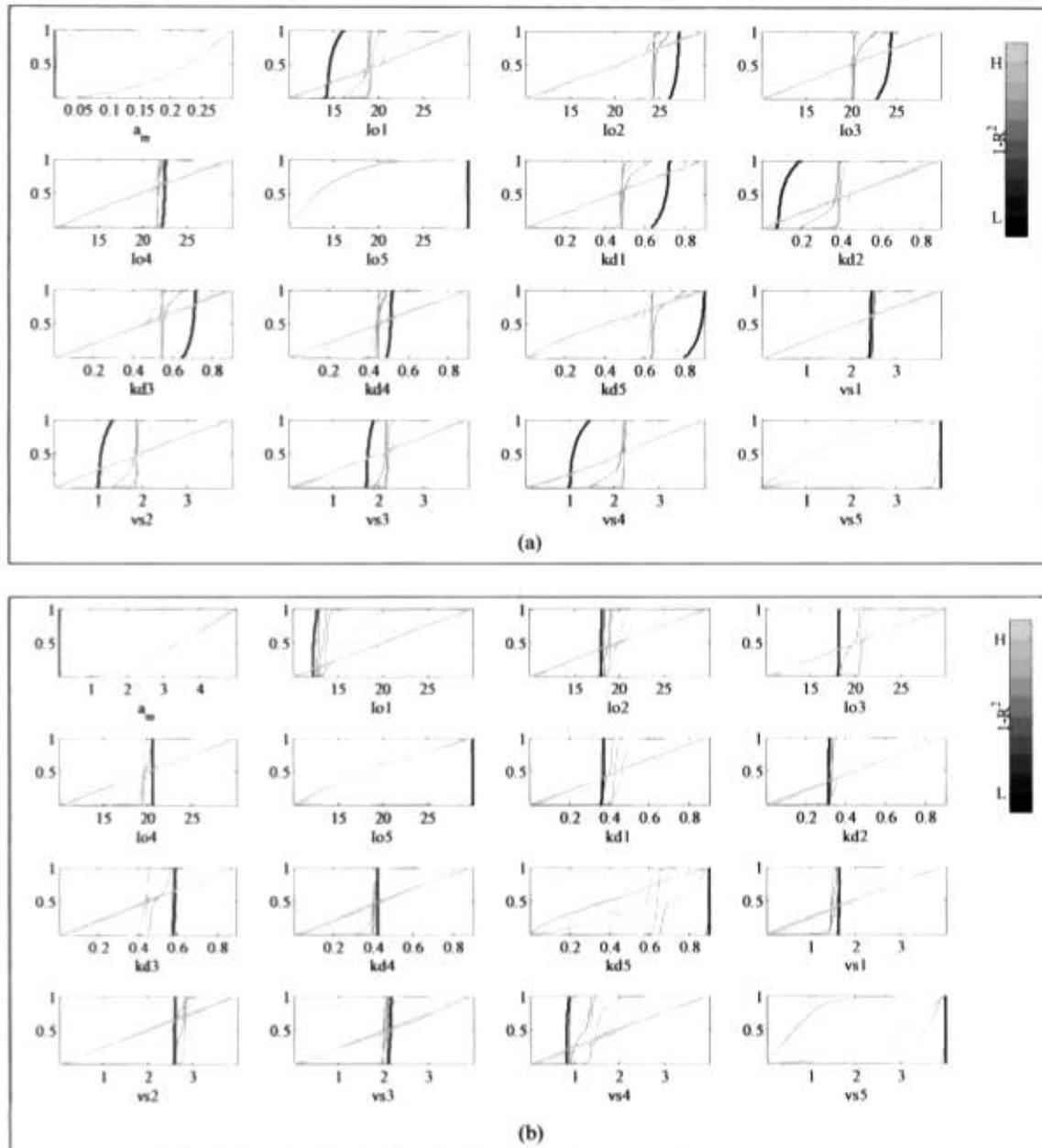


Figura A 28. Sensibilidad regional de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m) y 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s). Calibración para CT (a) y *E. coli* (b) en el río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.

Calibración de la tasa de decaimiento de CT y *E. coli* considerando 4 parámetros globales (a_m , I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros globales adicionales para el transporte de SST (v_r , ρ , y φ).

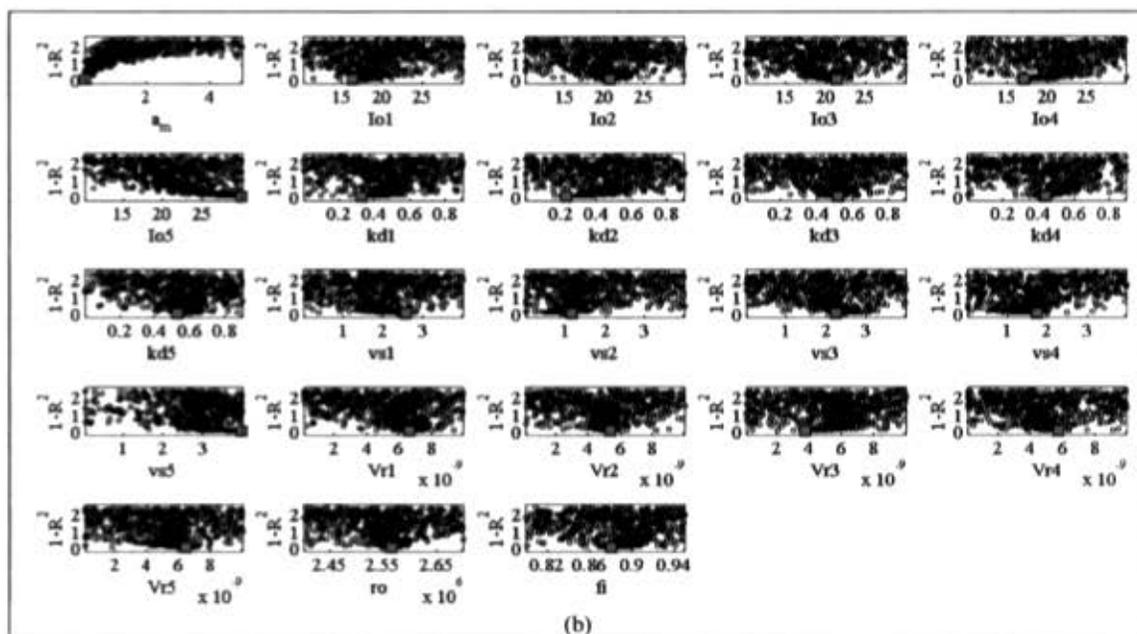
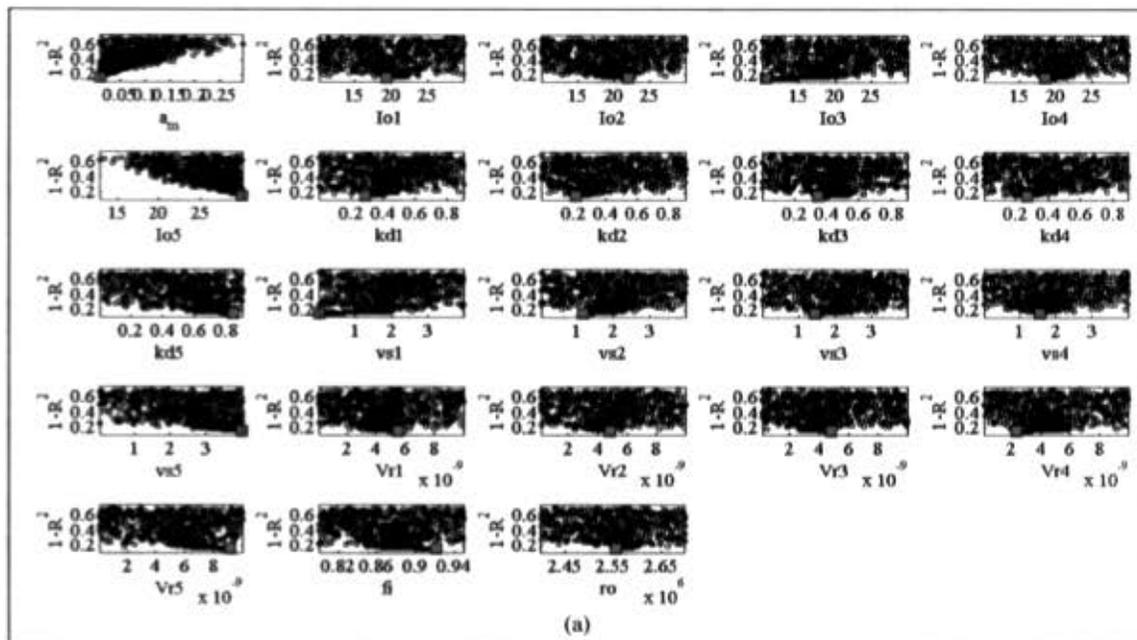


Figura A 29. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Proyección en una dimensión de la superficie de respuesta de acuerdo con la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

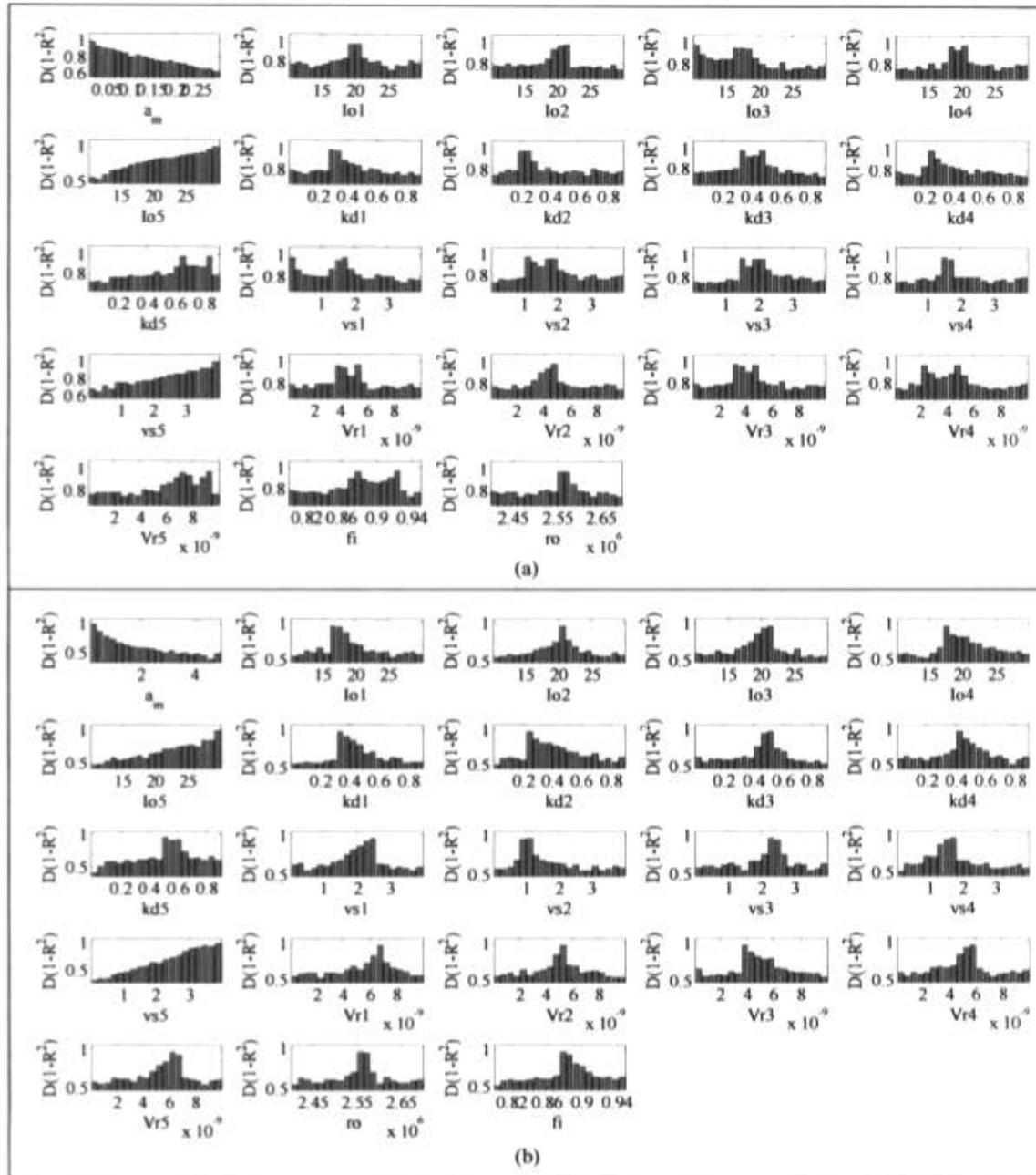


Figura A 30. Resultados de calibración de la tasa global de decaimiento de CT (a), *E. coli* (b), durante la campaña de medición C5 en el río Teusacá. Distribución paramétrica de acuerdo con los valores de verosimilitud calculados a partir de la función objetivo R^2 de Nash para cada valor del parámetro.

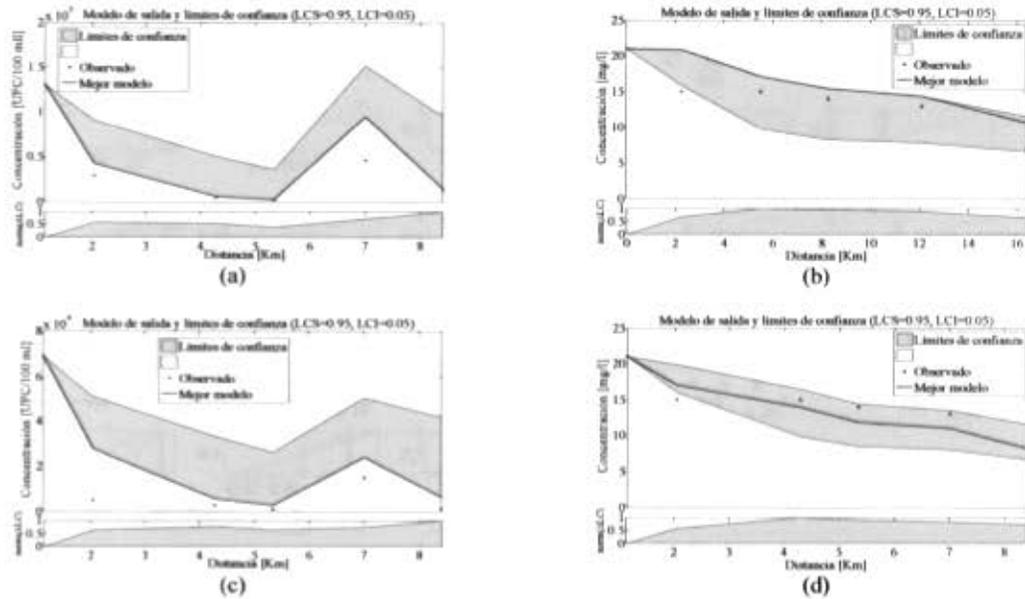


Figura A 31. Análisis de incertidumbre de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m), 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros adicionales para simular el transporte de SST (v_s , ρ , ϕ). Calibración del modelo de transporte y decaimiento de CT (a) con acople del modelo de transporte de SST (b), modelo de transporte y decaimiento de *E. coli* (c) con acople del modelo de transporte de SST (d) del río Teusacá durante la campaña de medición C5. Límites de confianza de acuerdo con la metodología GLUE. El gráfico inferior hace más fácil la identificación de las regiones con mayor incertidumbre. (LCS=límite de confianza superior; LCI=límite de confianza inferior; norm(ALC)=diferencia normalizada entre los límites de confianza).

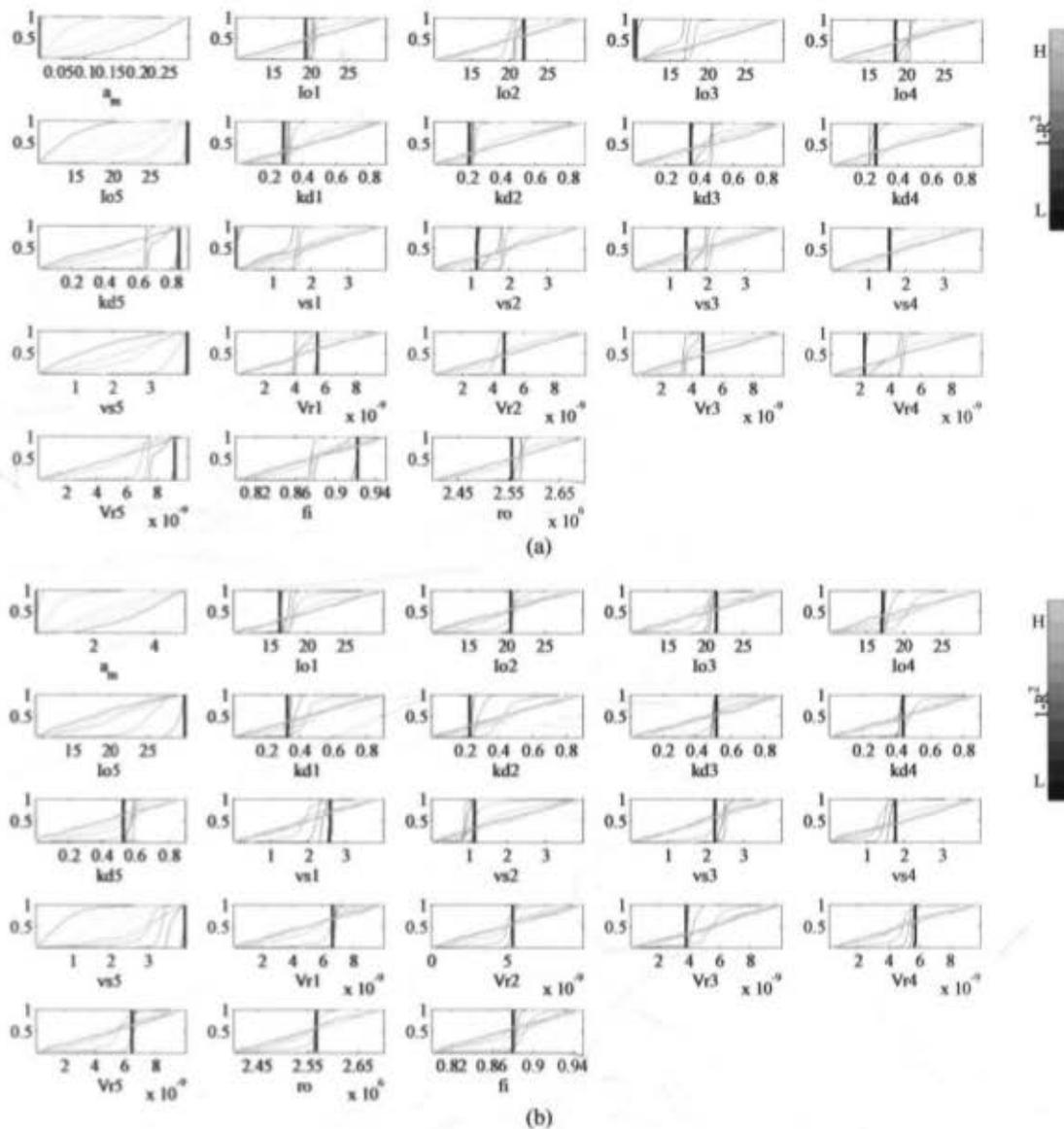


Figura A 32. Sensibilidad regional de la calibración del modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos considerando 1 parámetro global (a_m), 3 parámetros por tramo (I_0 , k_d , v_s) y 3 parámetros adicionales para simular el transporte de SST (v_s , ρ , ϕ). Calibración del modelo de transporte y decaimiento de CT con acople del modelo de transporte de SST (a), y del modelo de transporte y decaimiento de *E. coli* con acople del modelo de transporte de SST (b) del río Teusacá durante la campaña de medición C5. La población paramétrica es ordenada de acuerdo con la función objetivo R^2 dividida en diez grupos de igual tamaño. Se presentan las distribuciones acumuladas de cada grupo. Una diferencia en las distribuciones sugieren sensibilidad en el rendimiento del modelo con relación al parámetro analizado.