



**Universidad Autónoma de San Luis Potosí**  
**Facultad de Ingeniería**

**Centro de Investigación y Estudios de Posgrado**

**Modelación numérica de la calidad del agua en el río Gallinas, estado  
de San Luis Potosí, México**

Tesis para obtener el grado de:

**Maestra en Tecnología y Gestión del Agua**

Presenta:

**Ing. Claudia Inés Villota López**

Asesor:

**Dr. Clemente Rodríguez Cuevas**

Co-Asesor:

**Dr. Franklin Manuel Torres Bejarano**

San Luis Potosí,

Julio de 2019



***Créditos institucionales.***

*Proyecto realizado en:*

*Torre Civil de la Facultad de Ingeniería de la Universidad  
Autónoma de San Luis Potosí*

*y*

*Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de  
Córdoba*

*Con Financiamiento del Fondo Sectorial CONACYT-CEA*

*A través del proyecto denominado:*

*“Estudio para la determinación de la calidad del agua, caudales y geoquímica del Río  
Gallinas y sus aportes hídricos ubicado en la Huasteca Potosina”.*

*Responsables: Dr. Clemente Rodríguez Cuevas.*

*Dr. Rodolfo Cisneros Almazán.*

*Dr. Antonio Cardona Benavides.*

*Agradezco al CONACYT el otorgamiento de la beca tesis.*

*A CONACYT por la beca otorgada*

*para realizar una estancia corta en la Universidad de Córdoba, Colombia.*

*Al programa de Maestría en Tecnología y Gestión del Agua a través del  
Programa Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC).*

*Al laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la  
UASLP por las facilidades otorgadas.*

*Al laboratorio de Análisis Químicos de Agua y Suelo de la Facultad de  
Ingeniería de la UASLP.*

## ***Agradecimientos.***

*A Dios por ser el universo de mi vida, por guiar siempre mi camino, por permitirme culminar esta nueva meta, por brindarme lo más importante; la vida, la salud y una familia maravillosa que siempre ha estado presente en los buenos y malos momentos.*

*A mis padres **Ana** y **Humberto**, por darme la vida, brindarme la gran oportunidad de estudiar y ser una profesional, por ser mi refugio cuando más necesito un aliento para lograr mis objetivos.*

*A mis hermanas **Mayrenth** y **Karenth** por estar pendientes de cada logro, por su gran amor, por la energía que me dan para no decaer.*

*A mis mejores amigas **Leidy Arteaga** y **Jennifer Criollo**, por su apoyo incondicional desde el primer instante en cuanto supieron que había tomado la decisión de emprender este proyecto.*

*Al Dr. **Roberto Valles**, por velar mi bienestar cuando llegue a San Luis Potosí, por ser mi familia en este lugar, por sus consejos. Siempre estará en mi corazón, que Dios lo bendiga siempre.*

*Al Dr. **Rodolfo Cisneros**, por su ayuda, asesoría y acompañamiento continuo en el desarrollo de la investigación, por facilitarme sus equipos, por abrirme las puertas en los laboratorios, por motivarme a ser mejor cada día y principalmente por brindarme su valiosa amistad.*

*Al Dr. **Clemente Rodríguez**, por brindarme la oportunidad de trabajar bajo su dirección, por su colaboración, asesoría y acompañamiento en el proceso de investigación, por su paciencia durante la enseñanza, por su motivación a la excelencia y en especial por su confianza.*

*Al Dr. **Franklín Torres**, por la gran ayuda, disposición de tiempo y sobre todo paciencia absoluta al enseñarme paso a paso el manejo del software EFDC Explorer, por recibirme en la Universidad de Córdoba, por la alegría y tranquilidad que me transmitió cuando más lo necesite.*

*Al Dr. **Luis Armando Jácome** por su colaboración y asesoría en el desarrollo de la investigación.*

*Al Dr. **Antonio Cardona**, por el apoyo continuo en el préstamo de equipos.*

*A **Fernando Robles**, por exigirme y hacer que sea más fuerte, por sus explicaciones, por ayudarme, por estar presente en los momentos más difíciles de este proceso, mil y mil gracias.*

*A **Arturo Guadiana**, por ser mi mejor amigo, por escucharme, aconsejarme, por estar pendiente de mí, te quiero mucho.*

*A **Paola Alcaraz**, **Arturo Calderón**, **Jesica Calderón**, **Rodolfo Cisneros**, **Jesica García** y a todas las personas que de una u otra forma permitieron la culminación de esta investigación.*

## Índice

<b>Introducción</b> .....	16
Descripción de la zona de estudio. ....	19
Situación actual y formulación del problema.....	20
Justificación .....	24
Hipótesis.....	25
Objetivos.....	25
General.....	25
Específicos .....	25
<b>Capítulo 1. Recopilación teórica y conceptual de modelación de la calidad del agua</b> .....	26
1.1. Ecosistemas acuáticos.....	26
1.1.1. Ríos.....	27
1.2. Contaminación del agua.....	28
1.2.1. Fuentes de contaminación en el agua .....	29
1.2.1.1. Aguas residuales.....	30
1.2.1.2. Aguas residuales provenientes de ingenios azucareros .....	31
1.3. Calidad en el agua superficial .....	34
1.3.1. Parámetros de calidad .....	35
1.3.1.1. Sólidos .....	35
1.3.1.2. pH.....	36
1.3.1.3. Temperatura.....	36
1.3.1.4. Oxígeno Disuelto (OD).....	37
1.3.1.5. Conductividad Eléctrica .....	38
1.3.1.6. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) .....	38
1.3.1.7. Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	39
1.3.1.8. Fósforo Total .....	39
1.3.1.9. Nitritos .....	40
1.3.1.10. Nitratos.....	40
1.3.1.11. Nitrógeno Amoniacal.....	41
1.3.1.12. Nitrógeno Total.....	41
1.3.1.13. Coliformes Fecales .....	42
1.4. Autodepuración. ....	43
1.5. Normas oficiales mexicanas.....	45
1.5.1. Constitución política de los Estados Unidos Mexicanos.....	45

1.5.1.1. Artículo 4. ....	45
1.5.1.2. Artículo 7. ....	46
1.5.2. Ley general del equilibrio ecológico y la protección del ambiente.....	46
1.5.3. Ley de las Aguas Nacionales y su reglamento.....	46
1.5.4. Norma Oficial Mexicana NOM-127. ....	46
1.5.5. NOM-001-SEMARNAT-1996. ....	47
1.5.6. NOM-002-SEMARNAT-1996. ....	48
1.5.7. NOM-003-SEMARNAT-1997. ....	48
1.5.7.1. Reúso en servicios al público con contacto directo. ....	48
1.5.7.2. Reúso en servicio al público con contacto directo u ocasional. ....	49
1.5.8. NOM-179-SSA1-1998. ....	49
1.5.9. NOM-002-ECOL-1993. ....	49
1.5.10. NOM-002-ECOL-1996. ....	50
1.5.11. NMX-AA-014-1980.....	50
1.5.12. PROY-NMX-AA-121/1-SCFI-2008.....	50

## **Capítulo 2. Modelación numérica de la calidad del agua y selección del modelo matemático...51**

2.1. Modelación de la calidad del agua.....	51
2.2. Estudios de modelos de calidad del agua.....	56
2.3. Base teórica de la modelación en aguas superficiales. ....	60
2.3.1. Hidrodinámica.....	61
2.3.1.1. Ecuaciones gobernantes. ....	61
2.3.1.1.1. Aproximaciones básicas. ....	61
2.3.2. Coordenadas curvilíneas y cuadrícula del modelo. ....	63
2.4. Selección del modelo de calidad del agua.....	64
2.4.1. Criterio de búsqueda.....	65
2.4.2. Características del modelo matemático (EFDC Explorer) seleccionado. ....	69
2.4.2.1. Pre-procesamiento.....	70
2.4.2.2. Post- procesamiento. ....	70
2.4.2.3. Post- procesador para calibración. ....	70
2.4.3. Componente de la hidrodinámica en el modelo EFDC Explorer. ....	73
2.4.3.1. Técnicas de solución numérica.....	75
2.4.4. Componente de la calidad del Agua. ....	77
2.4.4.1. Ecuaciones cinéticas para variables de estado.....	79
2.4.4.1.1. Ecuación para Fosfato en fase acuosa. ....	79

2.4.4.1.2. Ecuación para Nitrógeno Amoniacal. ....	80
2.4.4.1.3. Ecuación para Nitrógeno de Nitrato.....	81
2.4.4.1.4. Ecuación para Demanda Química de Oxígeno. ....	82
2.4.4.1.5. Ecuación para Oxígeno Disuelto. ....	83
2.4.4.1.6. Ecuación para Coliformes Fecales. ....	85

**Capítulo 3. Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el Río Gallinas.**  
 ..... 86

3.1. Elementos del contexto. ....	86
3.1.1. Hidrología. ....	86
3.1.2. Clima. ....	88
3.1.3. Suelos. ....	91
3.1.4. Distribución de la vegetación. ....	92
3.1.4.1. Bosque de encino. ....	93
3.1.4.2. Agrícola, pecuario, forestal. ....	93
3.1.4.3. Selva perennifolia. ....	96
3.1.5. Población. ....	96
3.1.6. Servicios.....	97
3.1.7. Económico. ....	107
3.2. Fase de campo.....	109
3.2.1. Campaña de mediciones batimétricas.....	109
3.2.1.1. Planificación preliminar para el levantamiento de información batimétrica. ....	111
3.2.1.2. Visita de campo preliminar.....	113
3.2.1.3. Posicionamiento en campo para levantamiento de información batimétrica. ....	113
3.2.1.4. Procesamiento de la información batimétrica recolectada en campo. ....	117
3.2.2. Campaña de monitoreo de caudales y parámetros <i>in situ</i> de calidad del agua. ....	118
3.2.2.1. Monitoreo de caudales mediante Perfilador de Corriente Acústico Doppler .....118	
3.2.2.1.1. Planificación preliminar para el monitoreo de caudales. ....	122
3.2.2.1.2. Posicionamiento en campo para monitoreo de caudales.....	122
3.2.2.1.3. Procesamiento de la información monitoreo de caudales.....	125
3.2.2.2. Monitoreo de parámetros de calidad del agua <i>in situ</i> . ....	125
3.2.2.2.1. Planificación preliminar para el monitoreo de parámetros de calidad del agua <i>in situ</i> .....	127
3.2.2.2.2. Posicionamiento en campo para monitoreo de parámetros de calidad del agua <i>in situ</i> .....	127
3.2.2.2.3. Datos recolectados de parámetros de calidad del agua <i>in situ</i> . ....	128

3.2.3. Campaña de muestreo para análisis de calidad del agua.....	129
3.2.3.1. Planificación preliminar para la toma de muestras.....	130
3.2.3.2. Visita de campo preliminar para verificación de ingresos a los puntos de muestreo	132
3.2.3.3. Posicionamiento en campo para toma de muestras.....	134
3.2.3.4. Resultados de parámetros medidos en campo.....	134
3.3. Fase de laboratorio.....	136

## **Capítulo 4. Aplicación del modelo matemático..... 143**

4.1. Adaptación del modelo EFDC Explorer al Río Gallinas.....	143
4.1.1. Generación de la malla.....	145
4.1.1.1. Configuración de la malla a través del software CVLGrid.....	145
4.1.2. Condiciones iniciales.....	148
4.1.3. Condiciones de frontera.....	150
4.1.4. Activación de módulos de temperatura y calidad del agua.....	152
4.1.5. Determinación de los tiempos de inicio y finalización.....	153
4.1.6. Parámetros hidrodinámicos.....	155
4.1.7. Temperatura.....	156
4.1.8. Calidad del agua.....	157
4.2. Calibración del componente hidráulico y de calidad del agua.....	160
4.2.1. Calibración componente hidrodinámico.....	162
4.2.2. Calibración componente calidad del agua.....	165
4.2.2.1. Fosfatos.....	165
4.2.2.2. Nitrógeno amoniacal.....	166
4.2.2.3. Nitrógeno de Nitratos.....	167
4.2.2.4. Demanda química de oxígeno.....	167
4.2.2.5. Oxígeno Disuelto.....	168
4.2.2.6. Coliformes Fecales.....	169
4.3.1. Resultados del componente hidráulico.....	171
4.4. Simulación de la calidad del agua.....	175
4.4.1. Resultados del componente calidad del agua.....	176
4.4.1.1. Simulación para fosfatos ( $PO_4-P$ ).....	176
4.4.1.2. Simulación para nitrógeno amoniacal ( $NH_3-N$ ).....	178
4.4.1.3. Simulación para nitrógeno de nitratos ( $NO_3-N$ ).....	179
4.4.1.4. Simulación para demanda química de oxígeno (DQO).....	181
4.4.1.5. Simulación para oxígeno disuelto (OD).....	183

4.4.1.6. Simulación para Coliformes Fecales. ....	186
4.4.2. Análisis de correlación lineal de los contaminantes. ....	188
4.4.2.1. Correlación fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos época de secas y lluvias.....	190
4.4.2.2. Correlación demanda química de oxígeno, fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos, época de secas y lluvias.....	193
4.4.2.3. Correlación oxígeno disuelto, fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos y demanda química de oxígeno, época de secas y lluvias.....	196
4.4.2.4. Correlación coliformes fecales, fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos, demanda química de oxígeno y oxígeno disuelto, época de secas y lluvias. ....	198
<b>Capítulo 5. Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas. ....</b>	<b>202</b>
5.1. Capacidad de asimilación. ....	202
5.1.1. Análisis global de la degradación de contaminantes a nivel espacial bajo diferentes escenarios.....	203
5.1.1.1. Capacidad de asimilación para fosfatos. ....	206
5.1.1.2. Capacidad de asimilación para nitrógeno amoniacal. ....	207
5.1.1.3. Capacidad de asimilación para nitrógeno de nitratos.....	209
5.1.1.4. Capacidad de asimilación para demanda química de oxígeno. ....	209
5.1.1.5. Capacidad de asimilación para oxígeno disuelto. ....	211
5.1.1.6. Capacidad de asimilación para Coliformes Fecales.....	211
5.2. Diagnóstico de la calidad del agua frente a varios escenarios. ....	212
5.2.1. Determinación del comportamiento prospectivo de la calidad del agua bajo criterios de calidad... ..	212
5.2.1.1. Fosfatos vs criterio ecológico bajo distintos escenarios. ....	212
5.2.1.2. Nitrógeno Amoniacal vs criterio ecológico bajo distintos escenarios. ....	218
5.2.1.3. Nitrógeno de nitratos vs criterio ecológico bajo distintos escenarios. ....	222
5.2.1.4. Demanda Química de Oxígeno vs criterio ecológico bajo distintos escenarios. ....	226
5.2.1.5. Oxígeno Disuelto vs criterio ecológico bajo distintos escenarios. ....	229
5.2.1.6. Coliformes Fecales criterio ecológico bajo distintos escenarios. ....	230
Conclusiones.....	237
Referencias.....	254



## Índice de figuras

Figura 1. Mapa de ubicación subcuenca Río Gallinas, San Luis Potosí, México.....	19
Figura 2. Beneficios ecosistémicos en el río Gallinas.....	21
Figura 3. Contaminación en el río Gallinas, año 2017.....	22
Figura 4. Ingenio azucarero Alianza Popular .....	22
Figura 2.1. Sistema de coordenadas curvilíneas ortogonales para un río.....	64
Figura 2.2. Grilla Curvilínea en el lago de Tenkiller Ferry.....	67
Figura 2.3. Interfaz EFDC Explorer .....	71
Figura 3.1. Cauce principal río Gallinas, San Luis Potosí.....	87
Figura 3.2. Mapa de ubicación del área de estudio sobre el Río Gallinas.....	87
Figura 3.3. Variables climáticas de precipitación y temperatura, estación Damian Carmona.....	89
Figura 3.4. Variables climáticas de precipitación y temperatura, estación Gallinas.....	90
Figura 3.5. Variables climáticas de precipitación y temperatura, estación San Dieguito.....	91
Figura 3.6. Suelos, subcuenca Río Gallinas.....	92
Figura 3.7. Distribución de la vegetación.....	92
Figura 3.8. Bosques de encino, subcuenca Río Gallinas.....	93
Figura 3.9. Área de influencia cultivo caña de azúcar.....	94
Figura 3.10. Cultivos de caña de azúcar, subcuenca Río Gallinas.....	95
Figura 3.11. Actividad agropecuaria, subcuenca Río Gallinas.....	95
Figura 3.12. Selva perennifolia en la subcuenca Río Gallinas.....	96
Figura 3.13. Distribución de población en la subcuenca Río Gallinas.....	97
Figura 3.14. Distribución de población en la subcuenca Río Gallinas.....	97
Figura 3.15. Sistema de captación de agua para consumo humano en zonas Rurales.....	98
Figura 3.16. Localidad El Jabalí, fosa séptica a orillas del río Gallinas.....	99
Figura 3.17. Aguas residuales provenientes de la localidad de Agua Buena.....	101
Figura 3.18. Caseta de bombeo aguas residuales localidad de Tamasopo.....	101
Figura 3.19. Planta de tratamiento de aguas residuales de la localidad de Tamasopo.....	102
Figura 3.20. Aguas residuales delegación de Tambaca.....	104
Figura 3.21. Segunda PTAR ingenio Alianza Popular, en construcción.....	106
Figura 3.22. PTAR ingenio Alianza Popular.....	106
Figura 3.23. Planta de tratamiento de aguas residuales localidad Rascón.....	107
Figura 3.24. Medida de la profundidad acústica.....	110
Figura 3.25. Selección de puntos para batimetría (PB) en Google Earth.....	111
Figura 3.26. Esquema de integración de equipos para medición de batimetría.....	112
Figura 3.27. Reconocimiento en campo de los puntos de medición batimétrica seleccionados en gabinete.....	113
Figura 3.28. Toma de datos de batimetría en el río Gallinas.....	114
Figura 3.29. Levantamiento de información batimétrica sobre el río Gallinas.....	114
Figura 3.30. Presencia de obstáculos en la navegación.....	115
Figura 3.31. Reinicio de medición debido a la presencia de cascadas en el río Gallinas.....	115
Figura 3.32. Captura de datos batimétricos en la interfaz WinRiver.....	116
Figura 3.33. Formatos generados en el procesamiento de los datos medidos en campo.....	117
Figura 3.34. Datos de batimetría procesados.....	118

Figura 3.35. Medición de caudales con ADCP utilizando plataformas móviles. ....	119
Figura 3.36. Esquema de integración de equipos para medición de caudales. ....	121
Figura 3.37. Punto de monitoreo de caudales y parámetros de calidad del agua <i>in situ</i> . ....	122
Figura 3.38. Medición de caudales en punto de monitoreo. ....	123
Figura 3.39. Uso del software WinRiver II para determinar caudales. ....	124
Figura 3.40. Interfaz software WinRiver II, medición en sección transversal. ....	124
Figura 3.41. Esquema de integración de equipos para medición de parámetros de calidad del agua <i>in situ</i> . ....	126
Figura 3.42. Calibración de equipos y medición parámetros <i>in situ</i> . ....	128
Figura 3.43. Puntos de muestreo calidad del agua, río Gallinas. ....	130
Figura 3.44. Esquema de integración de equipos para toma de muestras para el análisis de calidad del agua. ....	131
Figura 3. 45. Identificación puntos 1, 2 y 3 para muestras de calidad del agua. ....	132
Figura 3.46. Identificación puntos 4, 5 y 6 para muestras de calidad del agua. ....	133
Figura 3.47. Identificación puntos 7, 8 y 9 para muestras de calidad del agua. ....	133
Figura 3.48. Actividad de muestreo. ....	134
Figura 3.49. Análisis de muestras para parámetros <i>ex situ</i> . ....	136
Figura 3.50. Determinantes de calidad del agua, punto 1 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	137
Figura 3.51. Determinantes de calidad del agua, punto 2 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	137
Figura 3.52. Determinantes de calidad del agua, punto 3 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	138
Figura 3.53. Determinantes de calidad del agua, punto 4 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	138
Figura 3.54. Determinantes de calidad del agua, punto 5 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	139
Figura 3.55. Determinantes de calidad del agua, punto 6 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	139
Figura 3 56. Determinantes de calidad del agua, punto 7 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	140
Figura 3.57. Determinantes de calidad del agua, punto 8 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	140
Figura 3.58. Determinantes de calidad del agua, punto 9 en época de secas y lluvia, río Gallinas. ....	141
Figura 4.1. Área de dominio. ....	144
Figura 4.2. Características de la malla. ....	146
Figura 4.3. Definición del dominio físico, malla curvilínea en el río Gallinas ....	147
Figura 4.4. Pestaña condiciones iniciales y rugosidad de fondo. ....	148
Figura 4.5. Batimetría, modelo numérico de calidad del agua, río Gallinas. ....	149
Figura 4.6. Pestaña de dominio en condiciones frontera. ....	151
Figura 4.7. Definición de condiciones frontera, río Gallinas. ....	152
Figura 4.8. Activación de módulos de temperatura y calidad del agua. ....	153
Figura 4.9. Determinación de las propiedades del tiempo en el modelo. ....	154
Figura 4.10. Sección para activar condiciones hidrodinámicas en el modelo. ....	155

Figura 4.11. Determinación de las propiedades de temperatura en el modelo.....	156
Figura 4.12. Sección para activar determinantes de calidad del agua en el modelo. ....	157
Figura 4.13. Archivo necesario para asignar condiciones iniciales variables espacialmente en calidad del agua.....	158
Figura 4.14. Condiciones iniciales para el módulo calidad del agua. ....	158
Figura 4.15. Determinación de variables de calidad del agua en las condiciones frontera. .	159
Figura 4.16. Magnitud de velocidad ( $m \cdot s^{-1}$ ), datos observados Vs datos simulados.....	163
Figura 4.17. Valores de velocidades medidos y simulados en el río Gallinas.....	164
Figura 4.18. Comparación datos de $PO_4\text{-P}$ observados vs. simulados, río Gallinas. ....	166
Figura 4.19. Comparación datos de $NH_3\text{-N}$ observados vs. simulados, río Gallinas. ....	166
Figura 4.20. Comparación datos de $NO_3\text{-N}$ observados vs. simulados, río Gallinas. ....	167
Figura 4.21. Comparación datos de DQO observados vs. simulados, río Gallinas.....	168
Figura 4.22. Comparación datos de OD observados vs. simulados, río Gallinas.....	169
Figura 4.23. Comparación datos de Coliformes Fecales observados vs. simulados, río Gallinas. ....	170
Figura 4.24. Magnitud y dirección de velocidad en el río Gallinas, año 2018 .....	173
Figura 4.25. Comportamiento de caudales en el río Gallinas, año 2018. ....	174
Figura 4.26. Profundidades en el río Gallinas, año 2018.....	175
Figura 4.27. Comportamiento longitudinal de $PO_4\text{-P}$ en el río Gallinas, Escenario número 1 en períodos de secas y lluvias. ....	177
Figura 4.28. Simulación $PO_4\text{-P}$ (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias. ....	177
Figura 4.29. Comportamiento longitudinal de $NH_3\text{-N}$ , en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.....	178
Figura 4.30. Simulación longitudinal $NH_3\text{-N}$ (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.....	179
Figura 4.31. Comportamiento longitudinal de $NO_3\text{-N}$ en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.....	180
Figura 4.32. Simulación $NO_3\text{-N}$ (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.....	181
Figura 4.33. Comportamiento longitudinal de DQO en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.....	182
Figura 4.34. Simulación DQO (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias. ....	183
Figura 4.35. Comportamiento longitudinal de OD en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias. ....	185
Figura 4.36. Simulación OD (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias. ....	186
Figura 4.37. Comportamiento longitudinal de C.F en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias. ....	187
Figura 4.38. Simulación C.F (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.....	188
Figura 4.39. Correlación $NH_3\text{-N}$ Vs $PO_4\text{-P}$ .....	190
Figura 4.40. Correlación $NO_3\text{-N}$ Vs $PO_4\text{-P}$ .....	191
Figura 4.41. Correlación $NO_3\text{-N}$ Vs $NH_3\text{-N}$ .....	191
Figura 4.42. Asociación $NH_3\text{-N}$ Vs $PO_4\text{-P}$ .....	192
Figura 4.43. Asociación $NO_3\text{-N}$ Vs $PO_4\text{-P}$ .....	192
Figura 4.44. Asociación $NO_3\text{-N}$ Vs $NH_3\text{-N}$ .....	192
Figura 4.45. Correlación DQO Vs $PO_4\text{-P}$ .....	194
Figura 4.46. Correlación DQO vs $NH_3\text{-N}$ .....	194

Figura 4.47. Correlación DQO vs $\text{NO}_3\text{-N}$ .....	194
Figura 4.48. Asociación DQO vs $\text{PO}_4\text{-P}$ .....	195
Figura 4.49. Asociación DQO vs $\text{NH}_3\text{-N}$ .....	195
Figura 4.50. Asociación DQO vs $\text{NO}_3\text{-N}$ .....	195
Figura 4.51. Correlación OD vs $\text{PO}_4\text{-P}$ , $\text{NH}_3\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$ , DQO .....	197
Figura 4.52. Asociación OD vs $\text{PO}_4\text{-P}$ , $\text{NH}_3\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$ , DQO época de lluvias. ....	198
Figura 4.53. Correlación CF vs $\text{PO}_4\text{-P}$ , $\text{NH}_3\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$ , DQO, OD época de lluvias. ....	200
Figura 4.54. Asociación CF vs $\text{PO}_4\text{-P}$ , $\text{NH}_3\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$ , DQO, OD época de lluvias.....	201
Figura 5.1. Comportamiento del $\text{PO}_4\text{-P}$ frente a diferentes escenarios.....	213
Figura 5.2. Presencia de productores primarios en el río Gallinas.....	214
Figura 5.3. Área de influencia ingenio Alianza Popular.....	216
Figura 5.4. Comportamiento del $\text{NH}_3\text{-N}$ frente a diferentes escenarios. ....	219
Figura 5.5. Esquema general del ciclo del nitrógeno en los ecosistemas acuáticos y los principales problemas medioambientales derivados de la contaminación. ....	220
Figura 5.6. Algas en el río Gallinas. ....	221
Figura 5.7. Muerte de peces en el río Gallinas.....	222
Figura 5.8. Comportamiento del $\text{NO}_3\text{-N}$ frente a diferentes escenarios. ....	223
Figura 5.9. Nutrientes de estiércol y fertilizantes transportados a los lagos, ríos y océanos.225	
Figura 5.10. Comportamiento del DQO frente a diferentes escenarios.....	227
Figura 5.11. Oxigenación en el río Gallinas. ....	228
Figura 5.12. Comportamiento del OD frente a diferentes escenarios.....	230
Figura 5.13. Comportamiento del CF frente a diferentes escenarios. ....	231
Figura 5.14. Depósitos de materia fecal a orillas del río Gallinas. ....	232
Figura 5.15. Río Gallinas en época seca y lluviosa. ....	233

## Índice de tablas

Tabla 1.1. Límites permisibles de características microbiológicas.....	47
Tabla 1.2. Límites permisibles de características químicas. ....	47
Tabla 1.3. Límites permisibles contaminantes de descargas de aguas residuales en ríos.....	48
Tabla 1.4. Límites máximos permisibles contaminantes promedio mensual.....	50
Tabla 2.1. Modelos de calidad del agua de más demanda comercial. ....	54
Tabla 2.2. Modelos de calidad del agua de dominio público.....	55
Tabla 2.3. Características generales de modelos hidrodinámicos 3D.....	66
Tabla 2.4. Descripción de las herramientas de la interfaz EFDC Explorer. ....	72
Tabla 2.5. Conjunto de variables de estado del modelo EFDC. ....	77
Tabla 3.1. Características generales de las estaciones meteorológicas.....	89
Tabla 3.2. Ubicación descarga de aguas residuales de la delegación Agua Buena.....	100
Tabla 3.3. Ubicación arroyo receptor de las aguas residuales en Tamasopo.....	102
Tabla 3.4. Ubicación planta de tratamiento de aguas residuales en Tamasopo. ....	103
Tabla 3.5. Ubicación de descarga de aguas residuales de localidad de Tambaca.....	104
Tabla 3.6. Ubicación segunda PTAR del Ingenio Alianza Popular. ....	105
Tabla 3.7. Aspectos económicos en la subcuenca Río Gallinas. ....	107
Tabla 3.8. Resultados de los caudales medidos durante el monitoreo. ....	125
Tabla 3.9. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i> .....	128
Tabla 3.10. Parámetros <i>in situ</i> campaña de muestreo calidad del agua época seca (mes de mayo).....	135
Tabla 3.11. Parámetros <i>in situ</i> campaña de muestreo calidad del agua época lluviosa (mes de septiembre).....	135
Tabla 3.12. Métodos de análisis, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. ....	136
Tabla 3.13. Resultados fisicoquímicos y microbiológico mes de mayo.....	141
Tabla 3.14. Resultados fisicoquímicos y microbiológico mes de septiembre.....	142
Tabla 4.1. Condiciones de entrada para calidad del agua (en mg/L excepto cuando se indique lo contrario).....	160
Tabla 4.2. Principales coeficientes y constantes modificadas en el modelo hidrodinámico y de calidad del agua.....	161
Tabla 4.3. Resultados del Coeficiente de Nash Sutcliffe (NSE) ....	165
Tabla 4.4. Dependencia de la concentración de oxígeno disuelto respecto a la temperatura del agua. ....	184
Tabla 4.5. Guía interpretativa de las correlaciones estadísticas ....	189
Tabla 4.6. Correlación entre variables de calidad del agua período seco, en mg/L excepto cuando se indique lo contrario. ....	189
Tabla 4.7. Correlación entre variables de calidad del agua período seco, en mg/L excepto cuando se indique lo contrario. ....	189
Tabla 5.1. Criterios de calidad del agua: Niveles máximos en mg/L (excepto cuando se indique otra unidad). ....	203
Tabla 5.2. Concentraciones iniciales tributarios del río Gallinas, en mg/L (excepto cuando se indique lo contrario).....	205
Tabla 5.3. Formulación de escenarios de simulación en el río Gallinas. ....	205

Tabla 5.4. Resultados para PO <sub>4</sub> -P bajo distintos escenarios.....	206
Tabla 5.5. Resultados para NH <sub>3</sub> -N bajo distintos escenarios. ....	208
Tabla 5.6. Resultados para NO <sub>3</sub> -N bajo distintos escenarios. ....	209
Tabla 5.7. Resultados para DQO bajo distintos escenarios.....	210
Tabla 5.8. Resultados para CF bajo distintos escenarios.....	211
Tabla 5.9. Extracción de nutrientes del suelo por cultivo de caña de azúcar.....	218
Tabla 5.10. Fuentes puntuales y no puntuales de ingreso de sustancias contaminantes. ...	225
Tabla 5. 11. Criterios para clasificación de la calidad del agua en cuanto a DQO.....	228
Tabla 5.12. Criterios para clasificación de la calidad del agua en cuanto a C.F.....	234

## Introducción

La disponibilidad del recurso hídrico es fundamental en la subsistencia de los seres vivos. Sin embargo, en los últimos años el agua ha presenciado una fuerte presión a causa del incremento poblacional. Por ejemplo, la agricultura genera el mayor consumo de agua dulce, ocupando el 70% de las extracciones. (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, 2016).

De ahí, que el uso del agua debe estar sujeto a criterios básicos de sostenibilidad, a fin de evitar problemas por recursos hídricos en diferentes partes del mundo, tanto de escasez como de calidad, citando como ejemplo que en épocas pasadas las aguas residuales se desechaban sin mayor inconveniente a los arroyos y ríos, pero en la actualidad con la revolución industrial y agrícola los cuerpos de agua se han visto expuestos a descargas contaminantes que no pueden depurar conllevándolos a su degradación (Loucks & Beek, 2017).

En el mundo 1,100 millones de personas viven la crisis del agua, es decir enfrentan problemas en la calidad y cantidad (Departamento de Asuntos Económicos y Naciones Unidas ONU-DAES, 2015). México no es ajeno a este escenario toda vez que 12 millones de habitantes padecen esta situación. La Comisión Nacional del Agua afirma, que en el país la industria y la agricultura son los principales responsables de generar la mayoría de los contaminantes y menos del 25% del agua residual que se vierte a ríos y lagos es tratada. A su vez, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, señala que solo el 15% de las aguas residuales es tratada y de los 6000 m<sup>3</sup> de agua que consume la industria se descargan 5300 m<sup>3</sup> de aguas residuales (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, Centro Mexicano de Derecho Ambiental, 2006).

Es importante resaltar que México cuenta con una Red Nacional de Monitoreo (RMN), que se encarga de realizar observaciones sistemáticas y permanentes de la calidad de las aguas nacionales. No obstante, solo alrededor de un 5% del agua es tratada y esto se debe a que el mayor consumo de agua es para uso agrícola, el cual

no cuenta con plantas de tratamiento, al igual que las ciudades y parques industriales. Algunos de los pocos lugares en México que ha trabajado en el tratamiento de las aguas es Monterrey que tienen la capacidad para tratar hasta un 100% el agua utilizada, mientras que en la ciudad de México sólo se trata aproximadamente 20% del agua (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, Centro Mexicano de Derecho Ambiental, 2006).

Contextualizando al Estado de San Luis Potosí, que comprende una población de 2,585,518 habitantes en el año 2010, equivalente al 2.3% de la población total en México, se han registrado 38 plantas municipales de tratamiento de agua residual en operación con un caudal tratado de 2,115.2 L/s (CONAGUA, 2018).

El río Gallinas es un cuerpo de agua que hace parte del estado de San Luis Potosí, el cual se ha visto afectado por las descargas de aguas residuales. Lo anterior se debe a que la región Huasteca es una zona importante en la industria agrícola de caña de azúcar, cultivo que se introdujo y que con el tiempo desplazó cultivos Huastecos importantes como el chile y el algodón que fueron desapareciendo a finales del siglo XIX y principios del siglo XX. Actualmente en dicha zona se localizan cuatro ingenios; Plan de Ayala (FEESA. Fondo de Empresas Expropiadas del Sector Azucarero), San Miguel El Naranjo (Beta San Miguel), Plan de San Luis (FEESA Fondo de Empresas Expropiadas del Sector Azucarero) y Alianza popular (FEESA. Fondo de Empresas Expropiadas del Sector Azucarero), de los cuales el último aporta aguas residuales al río Tamasopo que es el afluente más importante del río Gallinas, puesto que aporta la mayor parte de agua (Güemes, 2013).

Con base en lo anterior, la presente investigación tiene como objetivo modelar el comportamiento que tienen los contaminantes en el río Gallinas, a fin de establecer la capacidad de asimilación del río, debido a que este ha sido foco de descargas de aguas residuales domésticas y agroindustriales (provenientes del Ingenio Alianza Popular).



## Introducción

La metodología utilizada para el cumplimiento del objetivo abarcó, recopilación de datos meteorológicos, medición de batimetría, campañas de monitoreo de caudales y calidad del agua (oxígeno disuelto), recolección y análisis de muestras para determinar; fosfatos ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto (OD) y coliformes fecales (C.F), procesamiento de información y uso del modelo EFDC Explorer 8.4, para desarrollar la simulación del comportamiento hidrodinámico y de la calidad del agua del río Gallinas y así crear conocimiento acerca de los continuos y diversos procesos que lo afectan.

### Descripción de la zona de estudio.

El río Gallinas hace parte de uno de los cuerpos de agua más importantes de la Región Hidrológica 26 Pánuco, la cual tiene una superficie de 97,196 kilómetros cuadrados desde su nacimiento en el Valle de México hasta la desembocadura del cauce principal en el Golfo de México (SEGOB , 2017).

La disponibilidad media anual de agua superficial en la región hidrológica Pánuco es de 38,846.86 hm<sup>3</sup> (CONAGUA, 2018) y la componen 4 cuencas que son, Río Pánuco, Río Tamesí, Río Tamuín y Río Moctezuma. Finalmente, dentro de la cuenca Río Tamuín se encuentra la subcuenca Río Gallinas área específica de este estudio (Figura 1).

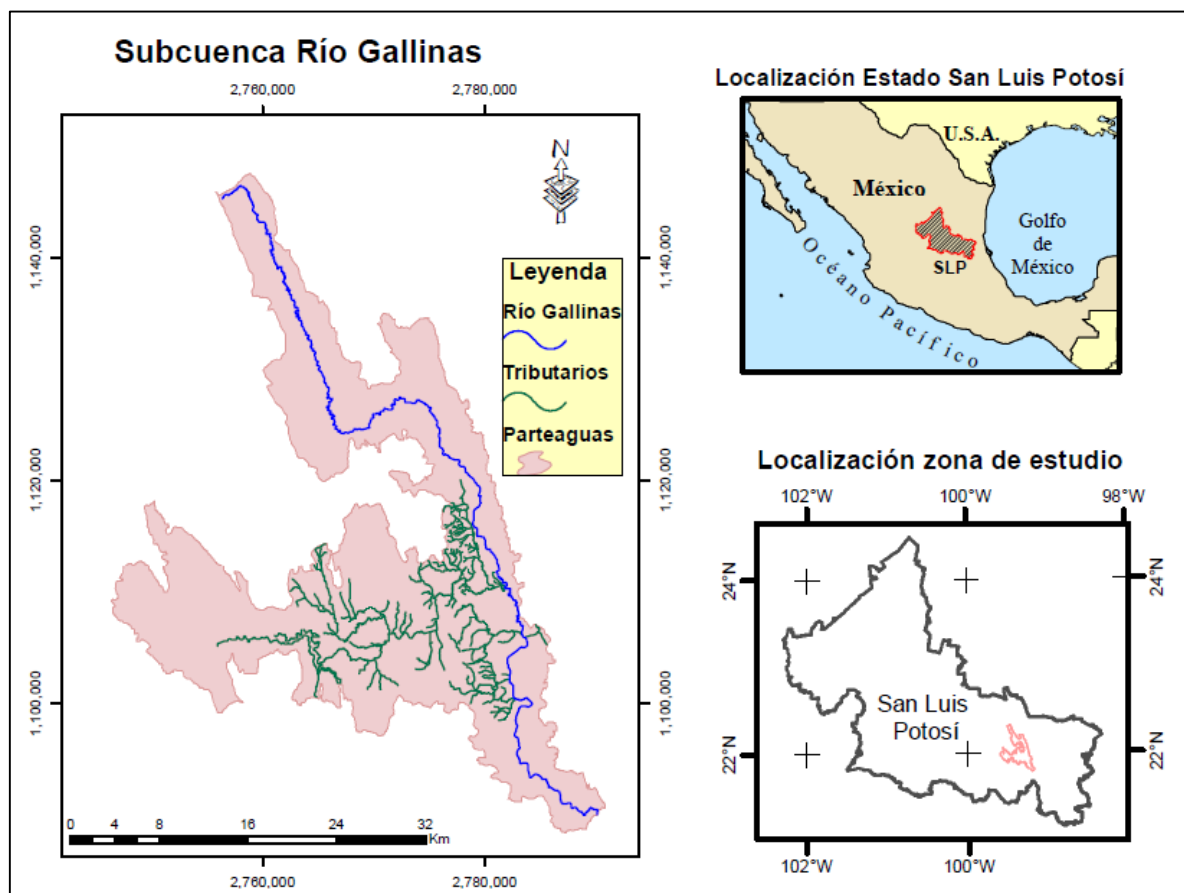


Figura 1. Mapa de ubicación subcuenca Río Gallinas, San Luis Potosí, México.

### **Situación actual y formulación del problema.**

En México, el agua ha sido reconocida como un asunto estratégico y de seguridad nacional, y se ha convertido en elemento central de las actuales políticas ambientales y económicas, así como un factor clave del desarrollo social. A pesar de esta condición, en ocasiones se omite las observaciones planteadas para el tratamiento de la misma sin tomar en cuenta el impacto generado; desencadenando amenazas sobre los ecosistemas y sobre la misma sociedad (Peña, Ducci, & Zamora, 2013).

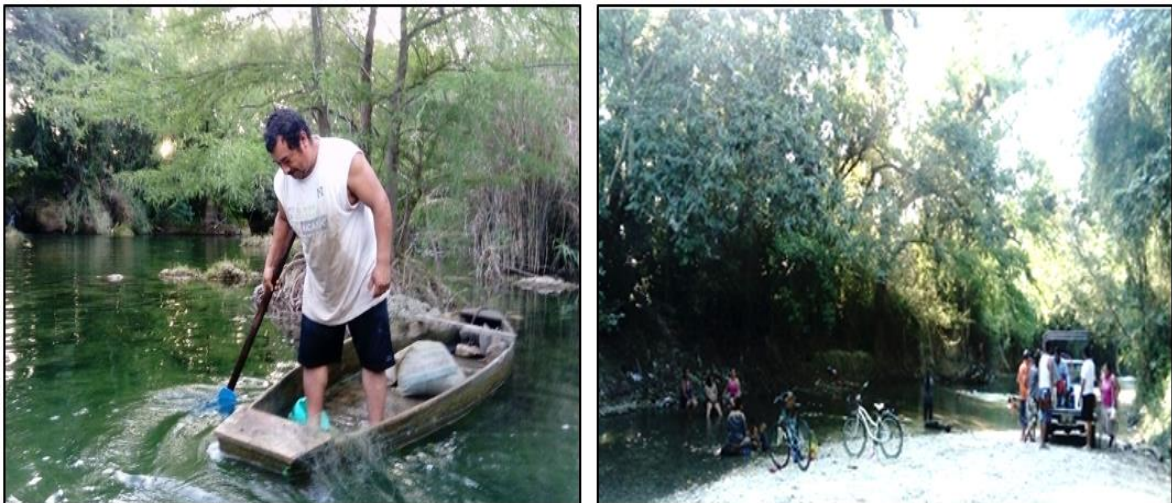
Por ejemplo, en la industria azucarera es necesario el uso de abundante agua, lo cual es una situación que podría traer problemas debido a que el recurso hídrico se ha visto limitado en cuanto a cantidad y calidad con el paso del tiempo, a causa del uso intensivo del territorio, así como también de sus recursos interrelacionados que han empezado a generar conflictos por el uso de agua entre el consumo agrícola y humano (Pérez, Peña, & Alvarez, 2011).

Si bien, la industria cañera como toda actividad agrícola requiere de agua para su proceso, que posteriormente genera como residuo aguas contaminadas, la dinámica de esta lleva consigo una gran huella ecológica que se refleja en el uso de los recursos naturales. De acuerdo con Pérez (2011) el sector cañicultor es “un usuario intensivo de agua, tanto en su función abastecedora, que le sirve como recurso productivo para sus actividades de cultivo y transformación industrial, como de la función receptora, que asimila los desechos que son arrojados a las fuentes hídricas”.

El estado San Luis Potosí, ocupa el segundo lugar con mayor número de unidades de producción de caña, correspondiente a una superficie de 61,666.70 ha que representa el 9.9% de la superficie total a nivel Nacional, para el año 2009 este estado obtuvo un volumen de 3652.9 mil toneladas (Sagarpa, 2009). Renderos (2014), afirma que “la huella hídrica para el cultivo de caña de azúcar arroja un total de 203 m<sup>3</sup>/ton distribuidas en 128m<sup>3</sup>/ton de aguas lluvias, 71m<sup>3</sup>/ton de cuerpos de aguas

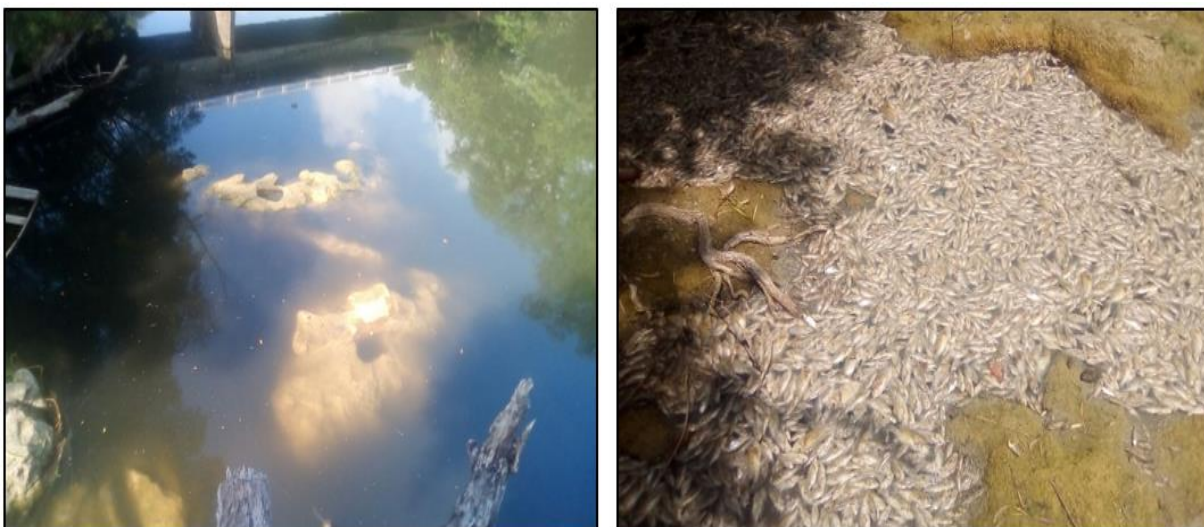
superficiales y  $4 \text{ m}^3/\text{ton}$  para lograr diluir la fracción de fertilizante que no es absorbido por la planta y que llega a cuerpos de agua superficiales o subterráneos”.

En lo que se refiere al río Gallinas este se ha visto afectado por las inadecuadas descargas de aguas residuales domésticas y agroindustriales, este último producto de la industria cañera a gran escala que se presenta en la Huasteca Potosina. Lo cual ha generado una situación que limita el uso del recurso hídrico para variedad de actividades domésticas y usos como: la pesca, recreación y turismo, como lo indica la (Figura 2).



**Figura 2. Beneficios ecosistémicos en el río Gallinas.**

El caso más reciente de contaminación en el río Gallinas se reportó en julio del 2017 en donde se vio afectada la fauna acuática (Figura 3) y más de 200 familias (Pacheco, 2017), situación que según testimonios de las comunidades aledañas la asocian a las descargas de las aguas residuales del ingenio Alianza Popular (Figura 4).



**Figura 3. Contaminación en el río Gallinas, año 2017. Fuente: encuesta personal anónima.**



**Figura 4. Ingenio azucarero Alianza Popular**

De acuerdo a lo anterior, es importante tener en cuenta que el saneamiento de las aguas residuales es fundamental para que no perjudique el medio ambiente y la salud de la población.

## Introducción

Finalmente, y teniendo en cuenta lo descrito, se realiza la siguiente pregunta de investigación: **¿La calidad del agua del río Gallinas se encuentra deteriorada por las descargas de aguas residuales agroindustriales y de uso doméstico?**

### Justificación

“El agua salubre y fácilmente accesible es importante para la salud pública, ya sea que se utilice para beber, para uso doméstico, para producir alimentos o para fines recreativos” (Organización mundial de la salud, 2017). El agudo deterioro de los ecosistemas impone a la sociedad adoptar no sólo medidas de reordenamiento ecológico, sino también hacer estudios que permitan comprender en qué medida y cuáles actividades del hombre contribuyen a tal deterioro y que, al mismo tiempo, ayuden a evaluar si está en peligro la salud del hombre (López & Lechuga, 2001). La presente investigación surge ante la necesidad de conocer la calidad del agua del río Gallinas, así como también de identificar la dinámica de asimilación de contaminantes que llegan a él.

Lo anterior en respuesta a que este cuerpo de agua es un importante afluente de la Huasteca Potosina, puesto que genera varios servicios ecosistémicos (pesca, recreación, riego y agua para consumo humano) que hacen posible el desarrollo socio-económico de la región.

La aportación al realizar esta investigación, es que la información será un instrumento de apoyo para la toma de decisiones en la planeación del desarrollo futuro de la zona, por lo tanto, es importante generar información del estado actual y dinámica espacio temporal de la calidad del agua del río, lo que generaría conocimientos que contribuirán a la formulación de estrategias de manejo y conservación de los recursos naturales, y nociones para el control de las descargas de aguas residuales.

Así mismo esta investigación es novedosa porque, aún no existe un estudio que brinde información de manera detallada y actualizada sobre la influencia de las descargas de aguas residuales en el río Gallinas. Por otro lado, es necesario mencionar que este trabajo es de gran aporte para el Gobierno Estatal y Municipal, al ser un tema de interés para las entidades encargadas del control y manejo adecuado de los recursos ecosistémicos, población aledaña y propietarios de ingenios

azucareros, considerando que se dará a conocer el estado de este importante cuerpo de agua.

### Hipótesis

La modelación numérica de la calidad del agua del río Gallinas, a través de la simulación de escenarios, permitirá identificar si esta presenta deterioro debido a las descargas de aguas residuales provenientes de procesos agroindustriales y asentamientos humanos.

### Objetivos

#### General

Modelar el comportamiento que tienen los contaminantes en el río Gallinas, estado de San Luis Potosí, México para determinar su capacidad de asimilación.

#### Específicos

- Identificar las fuentes de contaminación dirigidas al río Gallinas y cuantificar las determinantes de calidad del agua.
- Modelar y calibrar la hidrodinámica y calidad del agua que permita reproducir los procesos físicos, químicos y biológicos del cuerpo de agua objeto de estudio.
- Simular el comportamiento de los contaminantes presentes en el río Gallinas en dos épocas del año, secas y lluvias.
- Determinar la capacidad de asimilación en el río Gallinas.



## Capítulo 1. Recopilación teórica y conceptual de modelación de la calidad del agua.

Este capítulo cuenta con algunos conceptos básicos que serán nombrados a lo largo del trabajo de estudio y que además sirven de apoyo para el análisis de los resultados. Los conceptos abordados son: ecosistemas acuáticos, ríos, contaminación del agua, fuentes de contaminación, aguas residuales, aguas residuales provenientes de ingenios azucareros, calidad del agua, parámetros de calidad, autodepuración, modelación ambiental y algunas normas oficiales mexicanas. A continuación, se describe cada uno.

### 1.1. Ecosistemas acuáticos

Son sistemas donde los procesos están relacionados por el flujo de agua y el consiguiente transporte de energía, masa y biomasa. En ellos, el cambio en el sistema físico (abiótico) motoriza la reacción del sistema biótico (Menéndez, 2010).

Los ecosistemas acuáticos, en términos generales, se pueden clasificar en halobios (ambiente marino) y limnobios (ambiente de agua dulce). Más detalladamente se clasifican en los siguientes ecosistemas: marino- oceánico, estuarios, lagos y estanques, ríos, arroyos y humedales ( Guillén , González , & Vidal, 2013). Estos son ecosistemas frágiles en donde cualquier aporte de sustancias no naturales (antropogénicas) produce estrés (tensión). Un impacto humano no sustentable puede ser descrito como aquél que genera una explotación de recursos a un ritmo mayor que la capacidad de reproducción natural, o que vierte residuos en cantidades mayores a las que pueden ser integradas al ciclo natural de nutrientes (Menéndez, 2010).

Cuando un ecosistema se ve enfrentado a shocks (como inundaciones extraordinarias, inviernos severos, aluviones) pueden recuperarse más fácilmente. El período de recuperación es relativamente corto en casos donde la captura de energía y

nutrientes es alta, mientras que los ecosistemas con una alta capacidad de atenuación, que presentan una gran resistencia, pueden requerir un largo período de recuperación (Menéndez, 2010).

### 1.1.1. Ríos

Cuerpos de agua que se desplazan por gravedad hacia el mar o ríos mayores y se caracterizan por poseer corriente en un sentido. Tanto la vegetación como las comunidades animales son similares a las de los lagos, variando especialmente en el tipo de especies presentes ( Guillén , González , & Vidal, 2013).

Debe destacarse que, desde la prehistoria, las comunidades humanas se han asentado en las márgenes de ríos importantes de planicie, sobre todo en regiones subtropicales y tropicales (aunque también en algunas áreas templadas). Esto no es sorprendente, debido a la necesidad de disponer de un abastecimiento permanente de agua de calidad aceptable y de tierras fértiles derivadas de los depósitos de aluvión en las riberas de los meandros (Sánchez , Herzing, & Peters , 2007).

Sánchez (2007), afirma que muchos de los ríos han sufrido severas consecuencias debido al crecimiento poblacional de los asentamientos humanos que provocan incrementos de desechos que en ocasiones desconsideradamente se vierten a los ríos. Aunado a esto, el desarrollo tecnológico ha generado actividades agrícolas e industriales que causan afectaciones, sin comprender que la morfología de los ríos puede degradar naturalmente y por largo tiempo algunos desechos domésticos producto de pequeñas comunidades ubicadas en sus riberas, pero difícilmente podrá asimilar grandes cantidades de desechos locales muchos de ellos industriales.

Lo anterior, es un asunto que frecuentemente ha rebasado la resistencia y la resiliencia de los ríos, los cuales, por un tiempo, parecían soportar la presión de contaminación y otros factores sin dar grandes indicios de pérdida de biodiversidad, hasta

que, en algún momento, los indicios de peligro se presentaron en un tiempo corto, y sólo para dar paso a una degradación notoria y permanente del sistema (Sánchez , Herzing, & Peters , 2007). Características abióticas de un río (Menéndez, 2010):

- Curso alto (cabecera): Está caracterizado por erosión e incisiones verticales. El material de fondo consiste de rocas y piedras. Se trata de pequeñas corrientes de agua con altas velocidades de flujo.
- Curso medio: Puede presentar brazos entrelazados y tramos meandrosos. La aparición de entrelazamiento o meandros depende de la pendiente del río, el material de fondo y la descarga a curso lleno. Generalmente, los brazos entrelazados tienen fondos de grava, mientras que los canales meandrosos presentan fondos de arena.
- Curso bajo: Puede formarse un delta por sedimentación de limos. Cerca de la boca del río el flujo está alterado por las mareas provenientes del mar.

### 1.2. Contaminación del agua

Se dice que un agua está contaminada cuando contiene compuestos que impiden su uso (Encinas Malagón , 2011). El termino contaminación es la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica (Menéndez, 2010). El cual es uno de los motivos que crea una barrera evidente entre el ser humano y la naturaleza puesto que la contaminación es la encargada de influir negativa y directamente en los recursos ecosistémicos, en este caso específico en el agua.

La contaminación del recurso hídrico ha conllevado a que exista una crisis mundial del agua, la cual avanza día a día, básicamente esta crisis es un problema que viene dado por un mal manejo de gestión causado por la utilización inadecuada de

metodologías y que finalmente termina afectando a las comunidades más vulnerables, que sufren por enfermedades causadas por el agua. La crisis del agua es quizá aquella que se encuentra en el corazón de supervivencia tanto de la sociedad como de la vida misma del planeta (Programme, 2003).

El impacto del crecimiento poblacional y la demanda de agua dulce aumentan en respuesta al desarrollo agrícola e industrial, donde continuamente se descarga aguas residuales y cualquier otra cantidad de residuos contaminantes a los cuerpos de agua superficiales (Anaya, 2001).

### **1.2.1. Fuentes de contaminación en el agua**

Las fuentes de contaminación del agua pueden ser naturales (geoquímicas: el suelo) o artificiales (antropogénicas). Las geoquímicas no provocan concentraciones altas, excepto en lugares muy concretos. Al contrario, la contaminación antropogénica se concentra en zonas específicas como industrias y ciudades, además de ser mucho más peligrosas.

Hay cuatro focos principales de contaminación antropogénica: La industria, en donde sus contaminantes dependerán del tipo; vertimientos urbanos, fundamentalmente contaminantes orgánicos; navegación muy importante en la contaminación por hidrocarburos; finalmente la agricultura y ganadería que contaminan con pesticidas, fertilizantes y restos orgánicos de animales y plantas.

Todos estos focos de contaminación alteran algunas propiedades del agua, tanto propiedades físicas, químicas como biológicas.

#### 1.2.1.1. Aguas residuales.

Se define como aquellas que han sido utilizadas en cualquier uso benéfico. El conocimiento de la naturaleza del agua residual es fundamental para el diseño, operación y control de los sistemas de aguas residuales (recolección y tratamiento). Por lo general las aguas residuales se pueden agrupar en aguas residuales domésticas, industriales y comerciales (Sierra Ramirez, 2011). Por otra parte, Menéndez (2010), afirma que las aguas agrícolas también están dentro de este grupo, a continuación, se hace una breve descripción de algunas de ellas:

- **Agua de origen doméstico.** Las sustancias incorporadas en las aguas residuales domésticas proceden de alimentos, deyecciones, limpieza casera, limpieza vial, etc. Hay productos orgánicos, inorgánicos y microorganismos (Menéndez, 2010).
- **Agua de origen industrial.** Las sustancias de estas aguas provienen de las actividades industriales (materias primas utilizadas, productos de transformación y acabados, transmisión de calor y frío). Con independencia del posible contenido de sustancias similares a los vertidos de origen doméstico, pueden aparecer elementos propios de cada actividad industrial, entre los que pueden citarse tóxicos, iones metálicos, productos químicos, hidrocarburos, detergentes, pesticidas y/o productos radioactivos (Menéndez, 2010).
- **Agua de origen agrícola.** Las sustancias de las aguas residuales agrícolas proceden de las actividades agrícolas y ganaderas: pesticidas, herbicidas, residuos varios, estiércol, etc. Otras sustancias son los fertilizantes, que antes eran de origen orgánico y, actualmente, han sido casi sustituidos por abonos de origen inorgánico, tales como sulfatos, nitratos, fosfatos, etc.

El suelo representa un soporte de contaminantes, cuyo arrastre y eliminación depende de la intensidad de la lluvia, de la escorrentía, de las partículas del suelo, de la protección de la superficie y de la absorción por las plantas.

Casi la totalidad de los productos utilizados, salvo los productos biológicos que paulatinamente van sustituyendo a los químicos, son tóxicos con peligrosidad para el hombre, el ganado, así como para la fauna y flora terrestre y acuática (Menéndez, 2010).

### 1.2.1.2. Aguas residuales provenientes de ingenios azucareros

Según un estudio sobre “la sustentabilidad del reciclaje de residuos de la agroindustria azucarera, las aguas resultantes del procesado de la caña contienen del 20 al 40% de compuestos inorgánicos, y además contienen compuestos orgánicos como proteínas, sustancias nitrogenadas, ácidos orgánicos y azúcares no fermentados” (Valera Bello, 2016). Aunado a lo anterior, también existen otros contaminantes como sulfatos de fósforo, potasio y calcio en grandes cantidades. “Las descargas de dichas aguas pueden llegar a ser tan elevadas que un año de zafra equivale a la descarga de un alcantarillado sanitario que sirve a una población aproximada de 230,000 habitantes” (Valera Bello, 2016).

Por otra parte, Valera (2016) afirma: “Qué el 85% de los residuos provenientes de las agroindustrias son líquidos y que estos generalmente son producto de las actividades de limpieza y lavado de equipos”. Hay que mencionar, además que la industrialización de la caña requiere procesos que demandan altas temperaturas, dado que el azúcar, resulta de una condensación. Una de las mayores temperaturas se encuentra en el evaporador, que es donde se extrae el jugo dejando como producto principal la meladura, de donde posteriormente se extrae el azúcar.

De acuerdo con Pereira (citado por Valera, 2016), añade que el parámetro de temperatura es de vital importancia, debido a su influencia en la vida acuática y en otros parámetros que interfieren en las condiciones propias de los cuerpos receptores. Se

debe agregar también que esta puede modificar otras propiedades físicas y químicas como es el caso del oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica y el pH. Así mismo en la microbiología, debido a que la mayoría de los microorganismos tienen temperaturas óptimas de reproducción y actividad.

Algunos datos resultantes de la caracterización físico química de los efluentes de la industria del azúcar arrojan valores que se encuentran entre los 30°C y 50°C, es el caso del ingenio Azucarero Casasano de la ciudad de Cuautla, Morelos que tiene una temperatura en sus efluentes de 30.5 °C para la primera descarga y 49.3°C para la segunda descarga (Cisneros, Rivas, Díaz, & Castanedo , 2011). Mientras Pradeep y Omprakash (2015), identificaron que en efluentes sin tratar la temperatura llega a los 40°C y en efluentes tratados alcanza los 30°C.

Otro de los parámetros a tener en cuenta en las aguas residuales de la industria cañera son los sólidos disueltos totales, los cuales según Pradeep y Omprakash (2015), en épocas de lluvia pueden llegar a disminuir su concentración debido a la dilución del efluente residual con el agua lluvia. Pradeep y Omprakash (2015) obtuvieron en sus resultados experimentales de sólidos disueltos totales una concentración de 1,650 mg/L para efluentes no tratados y 1,030 mg/L para muestras tratadas. Avasan y Rao (citado por Pradeep y Omprakash, 2015) observaron que el total de sólidos disueltos del efluente de la fábrica de azúcar varió entre 400 y 1.650 mg/L.

En cuanto al pH, en el ingenio Azucarero Casasano de la Ciudad de Cuautla (Morelos, México) se encontró valores de 6.20 para su primera descarga y 6.32 para la segunda descarga (Cisneros, Rivas, Díaz , & Castanedo, 2011). Por su parte Pradeep y Omprakash (2015) identificaron que, para aguas de efluentes de industria azucarera sin tratar el pH es de 5.5 y para aguas tratadas de 7.2. (citado por Pradeep y Omprakash, 2015) observo que el pH fue de 9.5 en un efluente de la industria de azúcar.

El oxígeno disuelto es otro de los parámetros relevantes, la solubilidad del oxígeno atmosférico en el agua dulce varía desde 14.6 mg/L a 0°C a aproximadamente 7 mg/L a 35°C, cabe señalar que la solubilidad de este varía de acuerdo a la temperatura dada.

Para la industria azucarera se encontró que, en un efluente no tratado existe una concentración de 1.50 mg/L y en el efluente tratado de 2.52mg/L. Avasan y Rao (citado por Pradeep y Omprakash, 2015) observaron que el OD en un ingenio azucarero oscila entre 0 y 2 mg/L, infiriendo que, si el OD es bajo, entonces causa condiciones anóxicas, lo que genera afectaciones respiratorias a los peces. Devi (citado por Pradeep y Omprakash, 2015) en su estudio informó alto OD durante el monzón y bajo en verano.

Referente a la conductividad eléctrica el ingenio azucarero Casasano de la ciudad de Cuautla, Morelos encontró valores de 0.95 ds/m y 1.18 ds/m para la primera y segunda descarga respectivamente (Cisneros, Rivas, Díaz, & Castañedo, 2011).

Pradeep y Omprakash (2015), evidenciaron que la demanda biológica de oxígeno en efluentes para la producción de azúcar puede alcanzar valores de 970 mg/L (aguas no tratadas) y 300 mg/L (aguas tratadas). Senthil (citado por Pradeep y Omprakash, 2015) observó también, que estos valores pueden variar de 950 a 635 mg/L.

Finalmente, Valera (2016) describió, que en cuanto al parámetro de demanda química de oxígeno (DQO) el valor mínimo registrado en su estudio corresponde a 433 mg/L y el valor máximo encontrado a 89050 mg/L, este último correspondiente al efluente de "Limpieza química", para el caso del valor mínimo encontrado, se debe a que esta agua no ha pasado por ningún proceso químico dentro de la industria, es decir esta agua no ha estado en contacto directo con el producto que se procesa. Para el caso particular del valor máximo encontrado en el efluente de la limpieza química, se debe a que este efluente contiene químicos adicionales puesto que dicha agua procede del lavado de equipos.

Basanta (citado por Valera, 2016) expresa, que la mayoría de los ingenios registran valores normales para la industria que van desde 2,300 a 8,000 mg/L. Para el caso del ingenio Azucarero Casasano de la Ciudad de Cuautla, Morelos la DQO fue de 3579 mgO<sub>2</sub>/L para la primera descarga y 3770 mgO<sub>2</sub>/L para la segunda descarga (Cisneros, Rivas, Díaz, & Castanedo, 2011). Mientras que Pradeep y Omprakash (2015)



identificaron que para efluentes no tratados era de 3,682 mg/L y puede reducirse hasta 300 mg/L.

Ahora bien, teniendo en cuenta lo anterior se ve claramente que la DQO puede llegar a ser un limitante para su reusó, sin embargo, estas pueden ser útiles para riego agrícola restringido (Cisneros, Rivas, Díaz, & Castanedo, 2011).

### 1.3. Calidad en el agua superficial

La calidad de un ambiente acuático se define como: una lista de concentraciones, especificaciones y aspectos físicos de sustancias orgánicas e inorgánicas, también como la composición y el estado de la biota acuática presente en el cuerpo de agua, la calidad presenta variaciones espaciales y temporales debido a factores externos e internos al cuerpo de agua (Sierra Ramirez, 2011).

También se considera como, los atributos que presenta el agua, de manera tal, que reúna criterios de aceptabilidad para diversos usos. La calidad del agua es función tanto de la fuente de agua propiamente dicha, como la de su uso potencial. Esta puede estar definida no sólo en términos de las características y requerimientos del sistema hídrico que suministra el agua, sino también de acuerdo con los requisitos exigidos a los efluentes que se descargan en el cuerpo receptor (Chang, 2015).

Hay que señalar que la calidad de cualquier masa de agua, superficial o subterránea depende tanto de factores naturales como de la acción humana. Generalmente, la calidad del agua se determina comparando las características físicas y químicas de una muestra de agua con unas directrices de calidad del agua o estándares (Departamento de Asuntos Económicos y Naciones Unidas ONU-DAES, 2015). Las normas fueron establecidas con la finalidad de proporcionar agua segura para el consumo humano y de este modo reducir las afectaciones a la salud ocasionadas por el consumo de agua no apta para este servicio.

A nivel global, el principal problema relacionado con la calidad del agua lo constituye la eutrofización, que es el resultado de un aumento de los niveles de nutrientes (generalmente fósforo y nitrógeno) y afecta sustancialmente a los usos del agua. Las concentraciones de nitrógeno superiores a 5 mg/L de agua a menudo indican una contaminación procedente de residuos humanos y/o animales o provenientes de la escorrentía de fertilizantes de las zonas agrícolas (Departamento de Asuntos Económicos y Naciones Unidas ONU-DAES, 2015).

La baja calidad del agua afecta directamente sobre la cantidad de agua de diversas maneras. El agua contaminada que no puede utilizarse para consumo, para baño, para la industria o la agricultura reduce de forma efectiva la cantidad de agua disponible en una determinada zona (Departamento de Asuntos Económicos y Naciones Unidas ONU-DAES, 2015).

### 1.3.1. Parámetros de calidad

Estos fueron creados con la finalidad de mantener un control en cuanto a las concentraciones y niveles máximos permisibles. Para los Estados Unidos Mexicanos se establecieron las Normas Oficiales para la Calidad del Agua. A continuación, se presenta una serie de parámetros básicos indicadores de la calidad del agua que se aplicaran en este estudio.

#### 1.3.1.1. Sólidos

El contenido total de materia sólida contenida en el agua se define como sólidos totales (ST), comprendiendo tanto los orgánicos o volátiles (V) como los inorgánicos o fijos (F). Estos pueden encontrarse como (Menéndez, 2010):

- Sólidos disueltos (SD), que no sedimentan, estando en estado iónico o molecular.
- Sólidos en suspensión (SS), que pueden ser sedimentables (Ss), los que por su peso sedimentan fácilmente en un período de tiempo (2 horas en cono Imhoff), y no sedimentables (Sc), que no sedimentan tan fácilmente porque su peso específico es próximo al del líquido o por encontrarse en estado coloidal.

### 1.3.1.2. pH

Según los parámetros y características de las aguas naturales el pH, es un parámetro de suma importancia tanto para aguas naturales como aguas residuales. El rango de pH en el cual pueden interactuar los ecosistemas y sobrevivir las especies que lo conforman, está sumamente restringido, por lo cual si este valor es alterado, los procesos biológicos que normalmente se llevan a cabo pueden ser perturbados o inhibidos y las consecuencias son adversas (Ingeniería de Tratamiento, 2012).

En las aguas naturales y residuales el valor del pH está en el rango de 6.0 a 8.0 unidades de pH, y estos valores son los más adecuados para la actividad biológica de los ecosistemas (Ingeniería de Tratamiento, 2012). Cabe señalar que la mayoría de los peces tolera agua con pH entre 6 y 9. Los peces más robustos y fuertes generalmente mueren en pH más bajos y más altos. Los sapos y otros anfibios son más sensibles al pH que muchos peces (Juan P, 2011).

### 1.3.1.3. Temperatura

La temperatura es tal vez el parámetro físico más importante del agua. Además de afectar la viscosidad y la velocidad de las reacciones químicas, interviene en el diseño de la mayoría de los procesos de tratamiento del agua (coagulación, sedimentación, etc.) (Sierra Ramirez, 2011).

Normalmente el agua se entrega a los consumidores con las temperaturas a la que se encuentra en la fuente. Solamente en algunos procesos industriales es necesario entregar el agua a una determinada temperatura, si se requiere temperaturas mayores se calientan en calderas y si se necesita rebajar se utilizan torres de enfriamiento (Sierra Ramirez, 2011).

Hay que recalcar que, cuando la temperatura aumenta, disminuye la concentración de oxígeno disuelto y si las aguas son deficientes en oxígeno, esto puede ocasionar la muerte de especies acuáticas, especialmente peces. También, la contaminación térmica puede causar trastornos en ecosistemas acuáticos ya que en algunos casos el rango de temperatura de estos, es sumamente restringido (Parametros Físico - Químicos, 2013).

Por otro lado, la temperatura desempeña un rol fundamental en el funcionamiento de ecosistemas al regular o afectar otros factores abióticos como son: la solubilidad de nutrientes, solubilidad de gases, el estado físico de nutrientes, el grado de toxicidad de xenobióticos y propiedades físico-químicas del medio acuoso como: pH, potencial redox, solubilidad de gases, densidad, el estado físico y la viscosidad del sustrato. De hecho, la viscosidad del agua desempeña un rol importante en determinar la forma de peces y larvas de insectos en ambientes lóticos. Todas estas interacciones afectan a su vez la distribución, composición (diversidad) y el grado de actividad metabólica de los seres vivos que integran un ecosistema (Parametros Físico - Químicos, 2013).

### 1.3.1.4. Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más relevantes a la hora de evaluar la calidad del agua. Está asociado a la contaminación orgánica. Su concentración aumenta al disminuir la temperatura y la salinidad y posee una relación directa con la pendiente y la aireación del cauce (Mejia, 2015).

La cantidad de oxígeno en el agua puede ser incrementada por captación a través de la superficie de interfase agua-aire o por acción fotosintética debida, principalmente, a las algas verdes. La cantidad de oxígeno puede disminuir por la respiración de los

microorganismos, por la elevación de la temperatura, por reacciones químicas y por el metabolismo de microorganismos regidos por la acción enzimática (Menéndez, 2010).

De acuerdo a Stevens Institute of Technology Center for innovation in Engineering and Science Education (2012) los niveles de oxígeno varían de 0 – 18 mg/L. Los valores entre 0 – 4 mg/L representan una calidad de agua mala, de 4.1 - 7.9 mg/L aceptable y de 8 a 12 mg/L buena.

En cuanto los niveles de OD caen a valores <5mg/L, la vida acuática se somete a estrés, concentraciones <2mg/L se consideran hipóxicos y si permanecen durante tiempos prolongados, puede dar lugar a grandes muertes de peces, en algunos casos el agua puede perder todo el OD convirtiéndose en anóxico, el agotamiento grave de OD, es resultado de una fuerte contaminación. El OD se agota por oxidación del carbono orgánico, nitrificación y respiración. Se recupera por intercambio de superficie y fotosíntesis (Zhen-Gang Ji, 2008).

### **1.3.1.5. Conductividad Eléctrica**

La conductividad es una medida indirecta de la cantidad de sales o sólidos disueltos que tiene un agua natural. Los iones en solución tienen cargas positivas y negativas; esta propiedad hace que la resistencia del agua al flujo de corriente eléctrica tenga ciertos valores. Si el agua tiene un número grande de iones disueltos su conductividad va a ser mayor. Cuanto mayor sea la conductividad del agua, mayor es la cantidad de sólidos o sales disueltas en ella (Parametros Físico - Químicos, 2013).

### **1.3.1.6. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

La DBO es la cantidad de oxígeno (expresada en mg/l) consumida, en condiciones de ensayo (20°C, presión atmosférica y oscuridad) y en un tiempo dado, como consecuencia de la oxidación “por vía biológica” de las materias biodegradables presentes en el agua residual (es decir, involucra la materia orgánica fácilmente

oxidable). Este índice depende fuertemente de la temperatura y débilmente de la presión (Menéndez, 2010). Hay que tener presente, que un bajo valor de DBO no tiene por qué ser indicativo de un bajo nivel de contaminación orgánica, dado que existen sustancias difícilmente biodegradables (sustancias refractarias) o que incluso inhiben el proceso biológico (tóxicos) (Aznar Jimenez, 2000).

#### **1.3.1.7. Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

La DQO es una prueba ampliamente utilizada para determinar el contenido de la materia orgánica de una muestra de agua. A diferencia de la DBO, en esta prueba la materia orgánica es oxidada utilizando una sustancia química y no microorganismos. Es importante tener en cuenta que los valores de la DQO son mayores que los de la DBO y la diferencia aumenta con la presencia de sustancias tóxicas que hagan la muestra de agua biológicamente resistente a la degradación (Sierra Ramirez, 2011). El componente principal de la DQO es el sulfuro liberado por los sedimentos, la oxidación del sulfuro a sulfato puede eliminar sustanciales cantidades de oxígeno disuelto de la columna de agua (Zhen-Gang Ji, 2008).

#### **1.3.1.8. Fósforo Total**

Esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. Debido a que en las aguas superficiales ocurren nocivas proliferaciones incontroladas de algas, actualmente existe mucho interés en limitar la cantidad de fósforo que alcanzan las aguas superficiales por medio de aguas residuales domésticas, industriales y por escorrentía. El fósforo raramente se encuentra en el agua en altas concentraciones debido a que las plantas lo absorben rápidamente. En aguas superficiales la concentración de fósforo fluctúa normalmente entre 0.005 y 0.020 mg PO<sub>4</sub> P/L y se puede encontrar en concentraciones mucho más altas en ambientes marinos (Sierra Ramirez, 2011).

Aunque el fósforo no presenta toxicidad en los seres vivos, la presencia de fosfatos en aguas potables indica la posibilidad de contaminación del acuífero por aguas contaminadas o aguas residuales. Debido a que el fósforo se encuentra presente en cantidades relativamente altas en aguas residuales y aguas de riego agrícola, su presencia en valores mayores a los valores normales en aguas potables, puede deberse a una contaminación o infiltración de aguas residuales al yacimiento de agua potable, aunque el fósforo no representa toxicidad o daño alguno, los herbicidas o pesticidas organofosforados que también están presentes en las aguas de riego agrícola son una advertencia de la calidad del agua ya que la presencia de fósforo en el agua puede ser debida a los agroquímicos fosforados. Si se debe a la infiltración de aguas residuales sin tratamiento previo, también son un riesgo al consumidor de estas fuentes de agua natural (Parametros Físico - Químicos, 2013).

### 1.3.1.9. Nitritos

Son un estado intermedio de oxidación entre el amonio y los nitratos. En aguas superficiales su concentración no suele superar los 0,100 mg/L, siendo mucho más abundantes en ríos contaminados por aguas residuales urbanas y/o industriales. También se dan en aguas subterráneas pobres en oxígeno, así como en zonas anóxicas de lagos y embalses estratificados térmicamente. Los  $\text{NO}_2$ , al igual que los  $\text{NO}_3$  pueden transformar en el interior del organismo la hemoglobina en metahemoglobina, dificultando la respiración celular, además de presentar potencial capacidad cancerígena (Marin Galvin, 2014).

### 1.3.1.10. Nitratos

Este elemento es una forma de nitrógeno que las plantas necesitan para crecer; en la agricultura se usan los fertilizantes con nitrógeno para enriquecer el suelo. Desafortunadamente los nitratos pueden contaminar las fuentes de agua potable. Por otra parte, es importante tener en cuenta que la existencia de nitratos en el agua, puede

causar la enfermedad llamada síndrome del bebé azul. Los nitratos cambian la hemoglobina que transporta oxígeno a meta hemoglobina, que no lo transporta; el principal aporte de nitratos se debe al uso excesivo de fertilizantes químicos (Mejia Clara, 2005).

#### **1.3.1.11. Nitrógeno Amoniacal**

El amoniaco es uno de los componentes transitorios en el agua puesto que es parte del ciclo del nitrógeno y se ve influido por la actividad biológica. Es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. Los ambientes acuáticos sin contaminar contienen pequeñas cantidades de nitrógeno amoniacal, generalmente <0.1 mg N/L. Las concentraciones de nitrógeno amoniacal medidas en aguas superficiales son típicamente <0.2 mg N/L pero pueden alcanzar hasta 2-3 mg N/L (Sierra Ramirez, 2011).

Teniendo en cuenta lo anterior se infiere que concentraciones más altas pueden indicar que existe contaminación de origen orgánico procedente de aguas residuales domésticas, industriales o producida por la escorrentía que arrastra fertilizantes, de ahí que este parámetro sirva como indicador de contaminación orgánica.

#### **1.3.1.12. Nitrógeno Total**

El nitrógeno (N) así como el fosforo son esenciales para el crecimiento de protistas y plantas, razón por la cual reciben el nombre de nutrientes o bioestimuladores. Debido a que el N es absolutamente básico para la síntesis de proteínas. Este parámetro abarca el nitrógeno orgánico, amoniacal, nitritos y nitrato (Sierra Ramirez, 2011).

En aguas residuales resulta ser importante debido que este es necesario para el crecimiento de los microorganismos. Si el agua residual no contiene suficiente nitrógeno pueden ocurrir problemas por deficiencia de nutrientes durante un tratamiento secundario. De la misma manera el nitrógeno es un contribuyente especial para el



agotamiento del oxígeno y la eutrofización de las aguas cuando se encuentra en elevadas concentraciones.

### **1.3.1.13. Coliformes Fecales**

Es un término que se designa principalmente a los órdenes de bacterias *Escherichia* y *Klebsiella* spp, las cuales son indicadoras por excelencia de contaminación fecal del agua por heces de origen humano (Mejia, 2015).

La presencia de Coliformes en el agua indica la contaminación bacteriana reciente y constituye un indicador de degradación de los cuerpos de agua (Arcos, Avila , Estupiñan, & Gomez, 2005).

Los Coliformes fecales son todos los bacilos cortos que difieren del grupo coliformes totales por su capacidad para crecer a una temperatura de entre 44 y 45 °C, se encuentran en aguas y suelos que han sido contaminados con materia fecal, a diferencia de los coliformes Totales los fecales sobreviven menos tiempo en la naturaleza, por lo que se supone que su presencia indica reciente contaminación si se encuentra en altas concentraciones (CONAGUA)

La temperatura es uno de los modificadores más importantes de las tasas de descomposición, una temperatura favorable estimula las bacterias. La presencia de nutrientes puede determinar las tasas de decaimiento. Otros factores ambientales, como el pH, metales pesados y sustancias tóxicas, pueden afectar las tasas de decaimiento de los patógenos. La transición de un ambiente bajo en oxígeno a otro de niveles más altos en aguas superficiales promueve a la reducción de Coliformes Fecales.

#### 1.4. Autodepuración.

Una vez la contaminación, en sus diversas formas, ha llegado al sistema fluvial se comienza a producir un fenómeno de autodepuración, en el que intervienen principios físicos (sedimentación, flotación y transporte), químicos y biológicos (Suaréz, 2008).

Los elementos flotantes o productos tensioactivos van quedando retenidos por la vegetación y el propio terreno de las orillas. Los remansos colaboran en esta acción. Poco a poco, la superficie del agua va quedando liberada de elementos extraños. Los elementos pesados, dependiendo de su densidad y de la corriente de agua van quedando depositados en el fondo del cauce, más en las zonas remansadas y menos en las zonas de rápidos. A medida que el río discurre las partículas sedimentables van desapareciendo (Suaréz, 2008).

Los componentes ácidos y básicos de los vertidos se neutralizan en la homogeneización producida por el río.

Los microorganismos existentes en las aguas o incorporados por los vertidos (bacterias, algas, protozoos, hongos, rotíferos, insectos, etc.) utilizan la materia orgánica existente en las aguas, metabolizándola y transformándola en materia viva o, en su caso, coagulando las partículas más gruesas, pudiendo de esta forma sedimentarse parte de la materia en suspensión. Los principales elementos que forman parte de los microorganismos, y que están presentes en la materia orgánica de los vertidos son el C, H, O, N, P, S, Na, K y otros en menor cantidad. Los compuestos orgánicos por acción de los microorganismos aerobios, anaerobios y facultativos tienden hacia su mineralización (Suaréz, 2008).

Una vez que se ha incorporado un vertido a un cauce, si se toman muestras aguas abajo a intervalos dados, se observaría como algunos parámetros indicadores de contaminación varían a lo largo del río.

Se pueden establecer cuatro zonas de influencia de un vertimiento (Suaréz, 2008):

- a) **Zona de degradación:** Es la zona inmediata a la incorporación de las aguas contaminadas al río. Es el área con mayores concentraciones de contaminantes. Desaparecen peces y algas; en el fango aparecen gusanos tubíficos, hongos y protozoos ciliados. Es posible la existencia de peces que necesitan poco oxígeno y se alimentan de materia orgánica.
  
- b) **Zona de descomposición activa:** El oxígeno desciende a los niveles mínimos, pudiendo llegar a cero. No viven peces, y los organismos encargados de la descomposición orgánica trabajan activamente. Se pueden desprender gases (metano, hidrógeno, nitrógeno, ácido sulfhídrico y otros de mal olor, etc.). Pueden aparecer espumas en la superficie.
  
- c) **Zona de recuperación:** Aumento del oxígeno, agua más clara, reaparición de la vida acuática macroscópica, disminución de hongos y aparición de algas. Es posible encontrar nitratos, sulfatos, fosfatos y carbonatos. Aparecen peces resistentes.
  
- d) **Zona de agua limpia:** Condiciones de corriente natural. El oxígeno disuelto está cerca de la saturación. Peces útiles para la pesca. Pueden quedar bacterias patógenas resistentes y compuestos metálicos no alterados por los procesos bioquímicos existentes. Para intentar estudiar la evolución de los contaminantes a partir del punto de vertido se han ido creando diferentes modelos, más o menos simplificados, que se utilizan en la gestión de la calidad de aguas.

Niveles de calidad.

Uso I: Agua para consumo humano con tratamiento convencional.

Uso II: Agua para actividades recreativas con contacto directo.

Uso III: Agua para actividades agropecuarias.

Uso IV: Protección de vida acuática.

## **1.5. Normas oficiales mexicanas.**

En esta sección se hace una breve descripción de algunas normas mexicanas para control y vigilancia del recurso hídrico.

### **1.5.1. Constitución política de los Estados Unidos Mexicanos.**

#### **1.5.1.1. Artículo 4.**

Toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El Estado garantizará el respeto a este derecho. El daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque en términos de lo dispuesto por la ley (Secretaría General de los Estados Unidos Mexicanos, 2017).

Toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible. El Estado garantizará este derecho y la ley definirá las bases, apoyos y modalidades para el acceso y uso equitativo y sustentable de los recursos hídricos, estableciendo la participación de la Federación, las entidades federativas y los municipios, así como la participación de la ciudadanía para la consecución de dichos fines (Secretaría General de los Estados Unidos Mexicanos, 2017).

#### **1.5.1.2. Artículo 7.**

La propiedad de las tierras y aguas comprendidas dentro de los límites del territorio nacional, corresponde originariamente a la Nación, la cual ha tenido y tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a los particulares, constituyendo la propiedad privada (Secretaría General de los Estados Unidos Mexicanos, 2017).

#### **1.5.2. Ley general del equilibrio ecológico y la protección del ambiente**

Se refieren a la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción (Secretaría General de los Estados Unidos Mexicanos, 2015).

#### **1.5.3. Ley de las Aguas Nacionales y su reglamento**

Ley es reglamentaria del Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en materia de aguas nacionales; es de observancia general en todo el territorio nacional, sus disposiciones son de orden público e interés social y tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable.

#### **1.5.4. Norma Oficial Mexicana NOM-127.**

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben cumplir

los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional. (Tabla 1.1,Tabla 1.2)

**Tabla 1.1.Límites permisibles de características microbiológicas.**

Característica	Limite permisible
Organismos Coliformes Totales	Ausencia
E. Coli	Ausencia

**Fuente: Norma Oficial Mexicana 127-SSA1-1994.**

**Tabla 1.2.Límites permisibles de características químicas.**

Característica	Limite permisible
Cloruros (como Cl <sup>-</sup> ) mg/l	250
Fluoruros (como F <sup>-</sup> ) mg/l	1.50
Nitratos (como N) mg/l	10
Nitritos (como N) mg/l	0.05
Nitrógeno amoniacal (como N) mg/l	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5
Sólidos disueltos totales mg/l	1000
sulfatos (como SO <sub>4</sub> ) mg/l	400

**Fuente: Norma Oficial Mexicana 127-SSA1-1994.**

#### 1.5.5. NOM-001-SEMARNAT-1996.

Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a aguas y bienes Nacionales (Ríos, embalses naturales y artificiales, aguas costeras, suelo y humedales naturales (Tabla 1.3).

**Tabla 1.3.Límites permisibles contaminantes de descargas de aguas residuales en ríos.**

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE RÍOS					
	Uso en riego agrícola (A)		Uso Público Urbano (B)		Protección de vida acuática (C)	
	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D
Temperatura ° C	N.A	N.A	40	40	40	40
Materia Flotante	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
	150	200	75	150	30	60

**P.D.= Promedio Diario; P.M.= Promedio Mensual; N.A.= No es aplicable. Fuente: NOM-001-SEMARNAT-1996**

#### **1.5.6. NOM-002-SEMARNAT-1996.**

Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado.

#### **1.5.7. NOM-003-SEMARNAT-1997.**

Establece los valores máximos permisibles de contaminación para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios públicos.

##### **1.5.7.1. Reúso en servicios al público con contacto directo.**

Se refiere a el agua que se destina a actividades donde el público usuario este expuesto directamente o en contacto físico como canales artificiales recreativos, paseos en lancha, remo, canotaje entre otros.

#### **1.5.7.2. Reúso en servicio al público con contacto directo u ocasional.**

Cuando se destina a actividades donde el público en general está expuesto indirectamente o en contacto físico incidental y que su acceso es restringido, por barreras físicas o personal de vigilancia.

#### **1.5.8. NOM-179-SSA1-1998.**

Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público.

#### **1.5.9. NOM-002-ECOL-1993.**

Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria productora de azúcar de caña. Promedio diario instantáneo para pH es 6 – 9 Unidades de pH, DQO 60 – 72 mg/L, sólidos sedimentables 1 – 1.2 ml/L, grasas y aceites 15 – 20 y fenoles 0.5 – 0.75 mg/L (**Tabla 1.4**).



**Tabla 1.4. Límites máximos permisibles contaminantes promedio mensual.**

Tipo de reúso	Límites máximos permisibles contaminantes promedio mensual				
	Coliformes fecales NMP/100ml	Huevos de Helminto (h/l)	Grasas y aceites (mg/l)	DBO5 (mg/l)	SST (mg/l)
Servicio al público con contacto directo.	240	≥1	15	20	20
Servicio al público con contacto directo u ocasional.	1000	≤5	15	30	30

**Fuente: NOM-003-SEMARNAT-1997.**

#### **1.5.10. NOM-002-ECOL-1996.**

Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

#### **1.5.11. NMX-AA-014-1980.**

Establece los lineamientos generales y recomendaciones para el muestreo en cuerpos receptores de aguas superficiales, excluyendo aguas estuarinas y aguas marinas, con el fin de determinar sus características físicas químicas y bacteriológicas.

#### **1.5.12. PROY-NMX-AA-121/1-SCFI-2008.**

Contiene los principios a ser aplicados en el diseño de programas de muestreo, técnicas de muestreo y el manejo de muestras de aguas de ríos y corrientes para su evaluación física y química.

## **Capítulo 2. Modelación numérica de la calidad del agua y selección del modelo matemático.**

En esta sección se hará énfasis en lo que respecta a modelación de la calidad del agua, aquí se podrá encontrar algunos de los modelos existentes y estudios que se han llevado a cabo tanto a nivel mundial, nacional y local, para poder generar una visión más amplia que permita comprender los requisitos necesarios para lograr el desarrollo del objetivo planteado en esta investigación. Adicionalmente se describe las características principales del modelo seleccionado y los requerimientos del mismo para dar viabilidad a la ejecución eficaz de la simulación y entender la importancia de cada uno de los parámetros que se solicitan a la hora de trabajar en la interfaz del modelo EFDC Explorer.

### **2.1. Modelación de la calidad del agua.**

La modelación es una herramienta que proporciona una visión hacia el futuro para poder tomar decisiones, ya que muchas veces las mediciones que se hacen para el control de la calidad del agua no son suficientes en la gestión de la misma, sobre todo cuando se tratan cuerpos de agua grandes y complejos. Generalmente los trabajos de campo se restringen a pequeñas áreas y periodos de tiempo cortos, debido al presupuesto, tiempo y limitaciones técnicas, por tal razón los modelos toman importancia ya que son capaces de representar de manera realista las condiciones hidrodinámicas, de sedimentos tóxicos y de calidad del agua a través de la calibración y verificación sin tener que hacer grandes esfuerzos en el entorno real (Zhen-Gang Ji, 2008).

La modelación de la calidad del agua superficial hace parte de uno de los temas de mayor auge en el campo de los hidrosistemas durante los últimos años (Vidal, Martineéz, & Ayza, 1994). Lo mismo afirma Betancur (2013), ya que durante los años 90 se presenta un gran desarrollo de los modelos hidrodinámicos, años en los que han construido y

programado la mayoría de modelos 2D y 3D, como por ejemplo el ELCOM, EFDC3D, COHERENS, ROMS, MIKE 3, DELF 3D. Es por esto, que la implementación de modelos matemáticos se constituye en una herramienta fundamental para poder estimar el comportamiento de un contaminante que es vertido en un cuerpo de agua.

Los modelos de calidad del agua superficial están enmarcados en un número finito de pasos ordenados, los cuales permiten dicha modelación mediante una serie lógica, secuencial, de acciones encaminadas hacia la búsqueda de un resultado confiable (García Quintero, 2008). Actualmente varias instituciones enfocan una visión hacia las diferentes herramientas matemáticas que puedan permitir el estudio de fenómenos naturales, complejos, como lo es la modelación de la calidad del agua en corrientes naturales. Por ejemplo, la Agencia de Protección Ambiental (EPA), perteneciente al gobierno de los Estados Unidos ha desarrollado una serie de modelos matemáticos, mediante los cuales se puede estudiar el comportamiento de la calidad del agua en una fuente natural.

Entre los modelos desarrollados por esta entidad se pueden mencionar: WASP (Water Quality Analysis Simulation Program), EPD-RIV1, QUAL2K, AQUATOX, HSPF, WHATIF, EFDC entre otros.

Cabe señalar, que los modelos numéricos de calidad de agua superficial han experimentado un largo período de desarrollo desde que Streeter y Phelps construyeron el primer modelo de calidad de agua (modelo S-P) para controlar la contaminación del río Ohio (EE.UU.)

Los modelos de calidad del agua superficial a través del tiempo han tenido un gran progreso desde el modelo de estado estacionario hasta el modelo dinámico, desde el de un solo factor hasta el de multifactores de calidad del agua, desde el de fuente puntual hasta el modelo de fuentes no puntuales y el modelo de cero dimensiones al unidimensional, bidimensional y tridimensional (J. Bai, 2013).

Hoy en día los modelos son unidimensionales, bidimensionales y tridimensionales, algunos necesitan de licencia comercial. Generalmente en los países europeos y de

Norte América se utiliza mayormente modelos comerciales debido al respaldo y verificaciones de las entidades fiscalizadoras (EPA, SMIC y otros), además de estar expuestos a constantes actualizaciones y mejoras para corregir déficits en el software (Hernandez & Martinez, 2016).

Según Sámano (2011), los modelos pueden ser distribuidos en cuatro tipos:

1. Modelo de escritorio: ocupan el nivel más bajo de complejidad, además son capaces de calcular las concentraciones medidas basadas en condiciones de estado estacionario.
2. Modelos de estado estacionario o cuasi-dinámicos: ocupan el siguiente nivel de complejidad y generalmente, utilizan una red de trabajo basada en cajas o compartimentos.
3. Modelos dinámicos unidimensionales o cuasi-bidimensionales: son capaces de simular variaciones en los niveles y velocidades de la marea.
4. Modelos dinámicos bidimensionales y tridimensionales: ocupa el nivel de complejidad más alto y tratan de una forma más realista que los modelos de una sola dimensión el mezclado dispersivo y los intercambios que ocurren en los contornos.

En resumen, la modelación busca adquirir la habilidad para poder predecir con cierto grado de certeza la calidad del agua. Teniendo en cuenta que la selección del modelo a implementar depende de la disponibilidad de información, el propósito de la modelación y los procesos a modelar; lo que implica que no siempre un modelo pueda aplicarse en el estudio de la calidad del agua en una corriente en particular. Entre los modelos con licencia de más demanda comercial se encuentran en la **Tabla 2.1**.

**Tabla 2.1. Modelos de calidad del agua de más demanda comercial.**

Modelo	Características
MIKE 21 (Instituto Hidráulico Danés)	Es un modelo de última generación en el campo de la modelación costera. Simula procesos físicos, químicos y biológicos en ambiente marino. También se puede utilizar para la evaluación de datos de diseño para estructuras costeras y marinas, la evaluación del impacto ambiental de las infraestructuras marinas, el pronóstico del agua para operaciones y navegaciones marítimas seguras, inundaciones costeras y otros (MIKE Powered by DHI, 2018).
DELFT 3D (Instituto Independiente DELTARES de Holanda)	Integra varios modelos para la simulación de flujo de agua, transporte de sedimentos, oleaje, calidad del agua, morfología y ecología aplicable al análisis de costas, ríos, lagos y estuarios. El desarrollo de la aplicación fue iniciado por la empresa «Deltares» en la ciudad de Delft en los Países Bajos (DELFT3D, 2018).
RMA-4 (Ingenieros de Estados Unidos, King, Water Resources Engineers)	RMA4 forma parte del conjunto de programas TABS-MD y se utiliza para rastrear el flujo de componentes en modelos 2D. RMA4 se puede aplicar para representar el transporte de un contaminante o la intrusión de salinidad en un sistema. RMA4 solo se puede ejecutar después de haber ejecutado inicialmente una solución hidrodinámica (AQUAVEO, 2018).
CWR-ELCOM (Universidad de Wester, Australia)	Desarrollado por el “Centre for Water Research” (CWR) de la Universidad de “Western Australia” ha sido aplicado exitosamente en una gran variedad de ambientes acuáticos (Montoya & Toro, 2006). El modelo ELCOM utiliza principios hidrodinámicos y termodinámicos para simular el comportamiento espacial y temporal de cuerpos de agua semicerrados y estratificados sometidos a forzamientos físicos externos (Periche, 2016).

Hay que mencionar además, que existen modelos con licencias de dominio público; los cuales en su gran mayoría son gratuitos (Hernandez & Martinez, 2016). Los modelos de dominio público más utilizados se presentan en la **Tabla 2.2**.

**Tabla 2.2. Modelos de calidad del agua de dominio público.**

Modelo	Características
FVCOM (Finite Volume Coastal Ocean Model) del laboratorio Marine Ecosystem Dynamics Modeling.	Es un modelo de circulación costera oceánica costera desarrollada por UMASSD-WHOI de la ecuación primitiva tridimensional, de volumen finito y de superficie libre.(Marine Ecosystem Dynamics Modeling, 2018).
EFDC (Environmental Fluid Dynamics Code)	El modelo EFDC fue desarrollado inicialmente en el Virginia Institute of Marine Science y posteriormente fue patrocinado por la Environmental Protection Agency de Estados Unidos (USEPA).Es un modelo adaptable a las características necesarias de los estudios sobre cuerpos de agua (Torres Bejarano, Padilla , & Rodriguez Cuevas, 2015).
ROMS (Regional Ocean Model System) desarrollado por Ocean Modeling Group	ROMS es un modelo de océano de ecuaciones primitivas de superficie libre, de seguimiento del terreno. Incluye algoritmos físicos y numéricos precisos y eficientes y varios modelos acoplados para aplicaciones biogeoquímicas. ROMS tiene varias opciones para esquemas de advección: diferencias centradas de segundo y cuarto orden; y de tercer orden, corriente arriba sesgada.  ROMS tiene un extenso software de procesamiento previo y posterior para la preparación, el análisis, el trazado y la visualización de datos.
MOHID (Modelo Hidrodinámico) desarrollado por Marine and Environmental Technology Research Center.	Es un programa numérico tridimensional para simular cuerpos de agua de superficie (océanos, estuarios, embalses). El modelo MOHID se ha aplicado a varias áreas costeras y estuarinas y ha demostrado su capacidad para simular características complejas de los flujos. El módulo calidad del agua (tipo WASP) es básicamente un modelo nutriente-fitoplancton-zooplancton-detritus (NPZD) adaptado de un modelo desarrollado inicialmente en la USEPA. El modelo considera 18 propiedades, incluidos nutrientes y materia orgánica, oxígeno y organismos (MOHID Water Modelling System, 2018).

## **2.2. Estudios de modelos de calidad del agua.**

Los modelos anteriormente mencionados son algunos de los modelos existentes en la actualidad, los cuales han sido utilizados en varios países como herramientas para la toma de decisiones para el control de los bienes y servicios ecosistémicos. A continuación, se mencionan estudios que se han desarrollado a lo largo del tiempo:

En 1999 en un reservorio de la planicie de Carolina del Sur (EE.UU.), Tufford *et al.*, estudiaron la hidrodinámica y calidad del agua a nivel espacial y temporal, por medio del modelo WASP5, paquete distribuido y respaldado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 1995), con el objeto de sintetizar los datos morfológicos, hidrológicos, meteorológicos y de calidad del agua disponibles para simular los procesos de transporte y de calidad del agua en el Lago Marion, el modelo se utilizó para identificar, caracterizar y explorar mecanismos en el lago que influyen en la productividad primaria del lago (Tufford & McKellar, 1999).

Para el año 2002, Seok *et al.*, realizaron un estudio de simulación de la calidad del agua, para la gestión del río Nakdong (Corea). El modelo utilizado fue el QUAL2E de la EPA, modelo en el cual efectuaron algunas modificaciones en el código para superar las limitaciones de QUAL2E, los cambios incluyeron la modificación de la estructura computacional y adición de nuevas interacciones constituyentes, como la conversión de la muerte de algas a DBO, la desnitrificación y el cambio de oxígeno disuelto (OD), para validar las modificaciones del programa aplicaron los mismos tramos del río tanto en QUAL2E como en QUAL2K para comparar posteriormente los resultados, las series de tiempo incluidas fueron OD, DBO, nitrógeno, fósforo y clorofila, encontrando que QUAL2K mostró una mejor concordancia con las mediciones de campo en DBO, OD y nitrógeno a diferencia de QUAL2E debido a la capacidad de QUAL2K para simular la conversión de la muerte de algas a DBO, OD y la nitrificación (Seok & Yong, 2002).

En el año 2006 Jha *et al.*, estudiaron la degradación de la calidad del agua por el exceso de nitrógeno, fósforo y cargas de sedimentos en el río Upper Mississippi y sus

afluentes, el cual se ha visto contaminado por fuentes no puntuales agrícolas. Kalkoff *et al.*, (citado por Jha *et al.*, 2006) informó que los niveles de nitrógeno y fósforo más altos fueron encontrados en el cinturón de los cultivos de maíz, en el estudio hicieron uso del modelo SWAT, una herramienta de evaluación de suelo y agua, es un modelo que se utiliza para simular la calidad, cantidad de agua superficial y subterránea para predecir el impacto.

Zou *et al.*, (2006), modelaron la hidrodinámica y calidad del agua para Wissahickon Creek, a fin de observar la disminución de oxígeno disuelto (OD) causada por la excesiva presencia de nutrientes debida a las actividades biológicas intensivas del crecimiento incontrolado de perifito. El marco de modelado en este estudio, constó de tres componentes principales, el primero un modelo hidrodinámico desarrollado en base al marco computacional del EFDC (Environmental Fluid Dynamic Code), el segundo un modelo de interacción de OD y nutrientes en base a una versión mejorada de calidad del agua WASP/EUTRO5 (water quality simulation program for eutrophication) y a través de ambos componentes se integra el tercero que es una interfaz de enlace desarrollada para permitir una comunicación fluida de la formación entre los modelos hidrodinámicos y de calidad del agua, a fin de poder representar el mecanismo interactivo de la dinámica del perifito y la fluctuación del OD.

Posteriormente, Prakash *et al.*, (2007), aplicaron el QUAL2Kw automatizado para el modelo y gestión de la calidad del agua en el río Bagmati en el Valle de Katmandú (Nepal), cuerpo de agua que recibe 7 afluentes contaminados que han conllevado a la disminución de OD a lo largo del curso. El modelo se aplicó para simular varias estrategias de gestión de calidad del agua durante el período crítico para mantener los criterios de calidad del agua (mínimo OD en 4 mg/L; máximo demanda de oxígeno bioquímico carbonoso (DBOC), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y temperatura en o por debajo de 3, 2,5 y 0.1 mg/L y 20° C respectivamente y rango de pH 6.5 a 8.5).

En Europa mediante la Directiva Marco del Agua (DMA), los países empezaron a elaborar planes integrados de gestión de cuencas en pro del bienestar de las mismas,



buscando combatir el deterioro o la sobreexplotación de los recursos hídricos en el territorio y para ello han recurrido a los modelos de calidad del agua como principales desarrolladores de este objetivo, no solo para evaluar y detectar las tendencias de los parámetros, sino también para identificar el impacto en la calidad al aplicar las diferentes acciones que se incluyen en los planes de gestión (Tsakiris & Alexakis, 2012).

Periche (2016), determinó la hidrodinámica de la Bahía de Paracas en Perú, mediante simulaciones numéricas con datos de mediciones en campo, en donde se analizó perfiles de temperatura, salinidad y velocidades de corriente, los cuales fueron complementados con datos meteorológicos y de nivel de mar, utilizando el modelo ELCOM 3D (Estuary and Lake Computer Model), que utiliza principios hidrodinámicos y termodinámicos para simular el comportamiento espacial y temporal de un cuerpo de agua.

Formica (2018) afirma que, en la Sierra Chica de Córdoba, Argentina, la urbanización ha incrementado notablemente impactando en la calidad de los recursos hídricos. Encontrándose elevadas concentraciones de sulfatos, cloruros, sodio, nitratos, fósforo, bacterias Coliformes Totales y Fecales. Para poder evaluar de manera cuantitativa y cualitativa el comportamiento de las anteriores variables utilizo el modelo QUAL2Kw el cual permitió cuantificar la magnitud de descargas puntuales y difusas. De esta manera concluyo que los modelos de calidad del agua se constituyen como una valiosa herramienta para analizar el estado ecológico de los sistemas hídricos y predecir las respuestas de estos sistemas en diferentes escenarios.

Así como alrededor del mundo se ha venido estudiando la modelación de la calidad del agua, México se suma a este campo de investigación. Es el caso de Montelongo (2008) que llevo a cabo la modelación de la calidad del río Tula en el Estado de Hidalgo, para poder determinar mediante esta herramienta la capacidad de asimilación y dilución del río, además de identificar las cargas contaminantes que puede recibir. Para lograrlo utilizo el modelo QUAL2E, el cual por sus características permite modelar los principales

parámetros de calidad del agua, también simular varios escenarios, evaluar la capacidad de asimilación y dispersión de contaminantes.

Montelongo (2008), dedujo que los recursos hídricos del río Tula han sufrido un deterioro en su calidad con motivo de las descargas de aguas residuales provenientes de procesos industriales y asentamientos humanos, que vierten toneladas al día de contaminantes.

Rendón (2013), en su investigación modelos matemáticos de calidad del agua en lagos y embalses, también estudio un modelo de calidad de agua a través de la correlación de datos de campo e imágenes satelitales, a fin de vigilar la calidad del embalse Valle de Bravo (Estado de México) mediante el uso de la percepción remota, con el cual se podrá estimar algunos parámetros de calidad del agua, puesto que el modelo relaciona los datos recopilados en campo, en diferentes fechas, con las imágenes satelitales. Lo anterior para lograr el mismo objetivo que se propone en casi todos los estudios relacionados, que es identificar los componentes negativos que reducen los usos del agua, de manera que se puedan aplicar las soluciones necesarias para reducir o eliminar elementos indeseables, además de observar los cambios positivos o negativos en el cuerpo de agua a través del tiempo.

Otra de las aplicaciones de modelación de calidad del agua en México es la que se llevó a cabo en el río Lerma el cual se encuentra en una región industrial altamente activa, el estudio se basó en la calibración y validación del modelo QUAL2KW, para evaluar la influencia que tienen los tributarios en la calidad del agua del cauce principal y con los resultados poder hacer estimaciones futuras (Salinas Tapia, Flores Gutiérrez , & García Aragón, 2016).

### **2.3. Base teórica de la modelación en aguas superficiales.**

Los parámetros clave utilizados para representar las condiciones hidrodinámicas y de calidad del agua superficial incluyen: temperatura del agua, salinidad, velocidad, sedimentos, patógenos, tóxicos, oxígeno disuelto (OD), algas y nutrientes.

La temperatura del agua es un parámetro importante que representa las condiciones del agua, que a su vez también influye en los animales y plantas. En estuarios y aguas costeras, la salinidad es un parámetro clave que representa las condiciones ambientales. La velocidad del agua es importante para el transporte y la mezcla de los contaminantes. Los sedimentos entran en las aguas superficiales de diferentes fuentes, en ocasiones estos alteran el hábitat de organismos bentónicos una vez que se asientan, nublan el agua dificultando la entrada de luz solar, por otra parte, también pueden ser portadores de contaminantes. Patógenos, metales tóxicos que se derivan de aguas residuales pueden acumularse en la biota acuática. El OD es uno de los parámetros más importantes de la calidad del agua y se utiliza para medir la cantidad de OD disponible para la actividad bioquímica del agua (Zhen-Gang Ji, 2008).

Para la evaluación de la calidad del agua se requiere del trabajo conjunto de varias disciplinas (hidrodinámica, transporte de sedimentos, etc.) que interactúan entre sí para abordar los objetivos.

Por otro lado, están los procesos físicos, químicos y biológicos, al igual que las variaciones espaciales que dependen en gran medida de la topografía del cuerpo de agua y las cargas externas. Las variaciones temporales las cuales pueden tener escalas de tiempo a largo plazo (anuales), estacionales (mensuales), diurnas (por hora) y a corto plazo (minutos) (Zhen-Gang Ji, 2008).

### **2.3.1. Hidrodinámica**

La hidrodinámica es el estudio del movimiento de los fluidos, fundamentada principalmente en los fluidos incompresibles es decir los líquidos; para lo cual considera la velocidad, presión, flujo y gasto (Del Ángel Hernández, 2014). También maneja los mecanismos de transporte de sedimentos, tóxicos, nutrientes y movimiento de contaminantes. Es por esto que el transporte hidrodinámico puede generar impactos, aunque este lejos de la fuente de contaminación, lo que dependerá de las velocidades y mezclas del cuerpo de agua (Zhen-Gang Ji, 2008).

Aquí también se define las condiciones iniciales y de frontera esenciales para resolver ecuaciones hidrodinámicas y de calidad del agua, seleccionando de esta manera el área de interés y los límites circundantes. Las condiciones iniciales corresponden al estado del cuerpo al inicio y las condiciones frontera y forzamientos externos al área de estudio son fuerzas impulsoras para simulaciones de modelos. Por ejemplo, la temperatura y los vientos se especifican como condición frontera puesto que estos afectan procesos hidrodinámicos como: corrientes, mezcla y transferencia de calor.

#### **2.3.1.1. Ecuaciones gobernantes.**

Matemáticamente el movimiento de un fluido se representa a través de las ecuaciones de Navier Stokes, las cuales deberían determinar el movimiento futuro del fluido a partir de su estado inicial (Mora, 2017). A continuación, se describe las aproximaciones básicas en el desarrollo de las ecuaciones gobernantes en modelos hidrodinámicos Zhen-Gang, (2008).

##### **2.3.1.1.1. Aproximaciones básicas.**

Debido a que resolver numéricamente la ecuación de conservación es demasiado complejo para dominios grandes durante periodos cortos, es necesario hacer

simplificaciones utilizando aproximaciones en sistemas de agua superficial, como las siguientes:

- a) Aproximación de Boussinesq.
- b) Aproximación hidrostática.
- c) Aproximación cuasi 3D.
- d) Aproximación aguas someras.

**Aproximación de Boussinesq.** Una buena aproximación al describir los sistemas de agua superficial es asumir que los flujos son incomprensibles lo que significa que la densidad del agua no cambia con la presión del agua. En la aproximación de Boussinesq las variaciones de densidad del agua se ignoran, excepto cuando se considera la fuerza gravitacional y la flotabilidad. Típicamente la densidad varía menos de un pequeño % en una columna de agua.

**Aproximación hidrostática.** Supone que el gradiente de presión vertical está casi equilibrado por el forzamiento debido al exceso de flotabilidad. Implica que los gradientes de presión vertical se deben solo a la densidad. Cuando las escalas horizontales son mucho mayores que las verticales, la aproximación hidrostática está justificada y de hecho es idéntica a la aproximación en aguas poco profundas para aguas estratificadas continuamente. Dado que la escala horizontal de cuerpos de agua natural como ríos, estuarios, es mucho mayor que su profundidad, de ahí que esta es una aproximación generalmente valida.

**Aproximación cuasi 3D.** Trata un sistema como un conjunto de capas horizontales que interaccionan a través de los términos fuente-sumidero que representan los cambios de agua en las capas subyacentes. Este enfoque permite eliminar la ecuación de

momento en la dirección vertical. Estas aproximaciones son comúnmente utilizadas en el desarrollo y aplicaciones de modelos hidrodinámicos.

**Aproximación aguas someras.** Es la aproximación más utilizada en los estudios de ríos, lagos, estuarios y aguas costeras. Supone que las escalas horizontales de interés son mucho más grandes que la profundidad del agua.

### **2.3.2. Coordenadas curvilíneas y cuadrícula del modelo.**

Las ecuaciones de continuidad e impulso se expresan tradicionalmente en las coordenadas cartesianas. La red debe proporcionar la descripción de la realidad física del sistema de agua y la viabilidad computacional.

En cuerpos de agua con líneas costeras, islas, canales irregulares los modelos numéricos necesitan tamaños de cuadrícula muy pequeños para resolver estos límites con detalle lo que requeriría un número de celdas muy grande haciendo que el modelo no sea económico. Para cuerpos de agua irregulares las mallas curvilíneas proporcionan la mejor representación.

Muchas veces es conveniente formular las ecuaciones de control en coordenadas curvilíneas y ortogonales en la horizontal, así la cuadrícula podrá adaptarse bien a los límites y lograr una resolución del modelo suficiente con un número razonable de celdas.

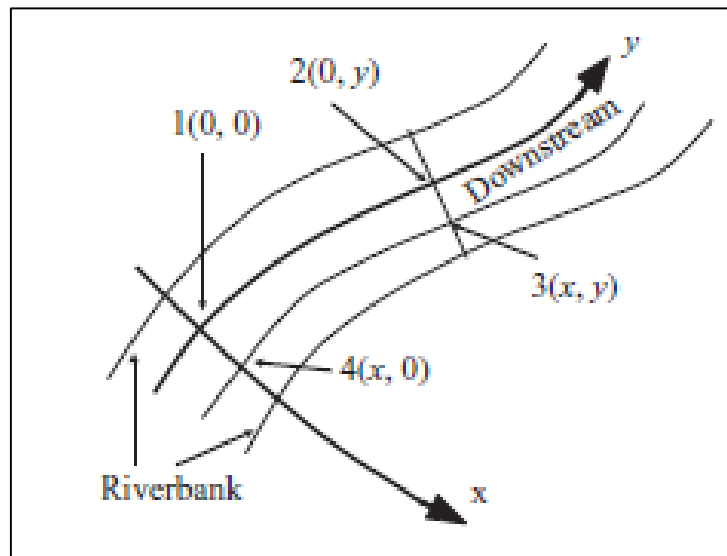


Figura 2.1. Sistema de coordenadas curvilíneas ortogonales para un río.  
Fuente: (Zhen-Gang Ji, 2008).

#### 2.4. Selección del modelo de calidad del agua.

Betancur (2013), afirma que no existe una metodología diseñada para seleccionar un modelo hidrodinámico para una aplicación específica, probablemente por la dificultad de satisfacer las necesidades del usuario que hace uso de un modelo numérico para complementar el análisis de información que por cuestiones logísticas y económicas difícilmente se logra en campo, o en su defecto, por la falta de un consenso sobre los criterios y herramientas estadísticas necesarias para evaluar claramente el desempeño que tiene un modelo.

De ahí que existen dos puntos de vista que deben ser examinados, el primero referente al usuario (análisis cualitativo) y el segundo respecto a los modelos hidrodinámicos (análisis cuantitativo), de igual manera Matott et al., (2009) en su estudio "Evaluación de la incertidumbre en modelos ambientales integrados: una revisión de conceptos y herramientas", describe que la evaluación de los modelos está motivada a fin de minimizar la posibilidad de tomar decisiones incorrectas y reconoce al igual que Betancur (2013) que existen componentes cuantitativos y cualitativos en la evaluación de

un modelo, otros estudios que revisan las técnicas disponibles para caracterizar el desempeño de los modelos ambientales son; Bennett *et al.*, (2013), Usitalo *et al.*, (2015).

En si el análisis cualitativo, busca cuantificar las preferencias que tiene un usuario o un grupo de trabajo frente a las alternativas y seleccionar una que gobierne a las demás. En el caso del análisis cuantitativo se ha enfocado al desarrollo de técnicas y herramientas matemáticas que logren evaluar de forma objetiva el desempeño de un modelo. (Betancur, 2013)

Con el desarrollo de la teoría de modelos y la rápida actualización técnica computacional, varios modelos de calidad han sido desarrollados en base a diferentes algoritmos, hasta la fecha, hay cientos de softwares para diferentes topografías, cuerpos de agua y contaminantes en diferentes escalas de espacio y tiempo. Sin embargo, hay grandes diferencias entre los resultados, trayendo consigo diferentes decisiones de gestión (J. Bai, 2013).

Por su parte la USEPA, publicó la guía sobre el Desarrollo, Evaluación y Aplicación de Modelos Ambientales en el año 2009, en donde se recopila los alcances de más de 60 modelos que han sido evaluados y comparados usando formularios de evaluación. Es importante recalcar que la guía sugiere como seleccionar los modelos apropiados bajo diferentes condiciones ambientales, ya que cada modelo tiene su propio alcance y escala, más no denota que los modelos han sido autenticados por la EPA. No obstante, Kannel *et al.*, citado por Bai (2013) señala que la elección de un modelo depende de la disponibilidad de tiempo, costo financiero y una aplicación específica.

#### **2.4.1. Criterio de búsqueda.**

Para este estudio se enfocaron criterios de búsqueda bajo un análisis cualitativo, los criterios planteados fueron: que sea un modelo tridimensional, para identificar los cambios que se producen en las 3 dimensiones espaciales, que sea accesible, que su



interfaz gráfica sea amigable y que el sistema operativo sea compatible con la computadora en la que se llevara a cabo el proceso (Windows).

En la **Tabla 2.3** se describe las características generales de los modelos hidrodinámicos en base a los criterios de búsqueda.

**Tabla 2.3. Características generales de modelos hidrodinámicos 3D.**

<b>Modelo</b>	<b>Nombre</b>	<b>Notas</b>
ADCIRC	Advanced Circulation Model	P, Clc, W,F
Open Delft3D	Nombre atribuido por Deltares	P,CI,W/L,F
ECOMSED	Estuarine, Coastal and Ocean Modeling System with Sediments	P,SI,L,F
EFDC 3D	Environmental Fluid Dynamics Code	P, Clc, W,F
FVCOM	Finite Volume Coastal Ocean Model	R,Clc,W/L,F
MIKE 3	Nombre atribuido por el DHI (Instituto Dan_és de Hidr_aulica)	C, Clc, W,F
MOHID	Mohid modeling system	P, Clc, W,F
ROMS	Regional Ocean Model System	R,SI,L,F
TELEMAC 3D	Telemac Modeling System	P,CI,W/L,F

**Fuente: Metodología para la selección de modelos hidrodinámicos tridimensionales. Betancur (2013)**

Acceso: **P**→público; **C**→comercial; **R**→restringido.

Interfaz: **CI**→con interfaz gráfica disponible; **SI**→sin interfaz gráfica; **Clc**→con interfaz gráfica de carácter comercial.

Sistema operativo: **W**→Windows; **L**→ Linux.

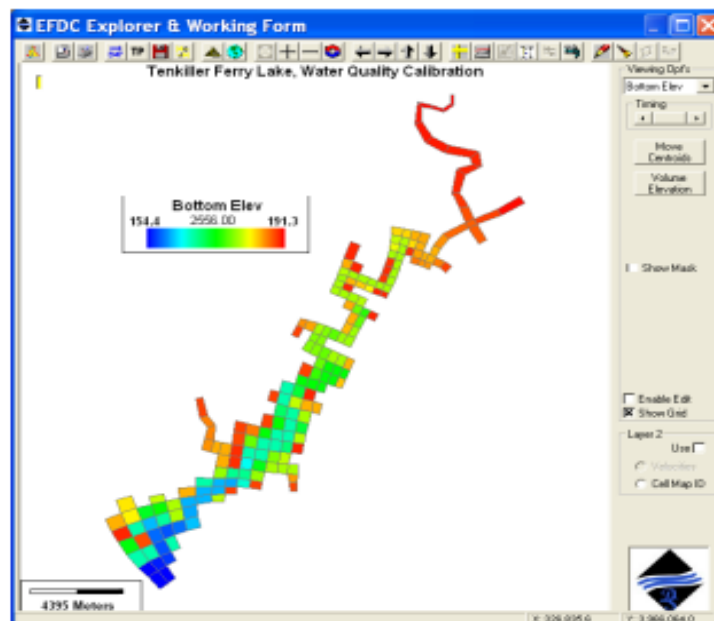
Lenguaje del código: **F**→Fortran; **C**→Lenguaje C.

De acuerdo con la tabla 2.3 se observa que ADCIRC, Delft3D, EFDC 3D, MIKE 3, MOHID y TELEMAC 3D. cumplen con los criterios propuestos en este estudio, MIKE 3 es de carácter comercial y no se cuenta con una licencia para su aplicación, por lo tanto,

## Modelación numérica de la calidad del agua y selección del modelo matemático.

queda descartado, así mismo ADCIRC, MOHID puesto que su interfaz gráfica es comercial y tampoco se cuenta con la licencia. Finalmente, los modelos Delft 3D, EFDC 3D y TELEMAC 3D son los que se ajustan a los criterios, de los tres se seleccionó el EFDC 3D ya que se cuenta con la licencia comercial (versión EFDC Explorer 8.5) para su operación, la cual es muy amigable para el usuario, por otra parte, aunque los modelos Delft 3D y TELEMAC 3D son gratuitos, la elección entre un modelo comercial o gratuito dependerá de las necesidades de uso como la aproximación, el tiempo de cálculo, capacidad para considerar diversos parámetros físicos, el aspecto económico, la simplicidad de uso, la calidad en la presentación de los resultados (Rodríguez, Barrios, Torres, & Ramírez, 2012).

El modelo EFDC EXPLORER ofrece variedad de capacidades y está diseñado para admitir la configuración del modelo cartesiano para generar cuadrículas curvilíneas, pruebas de calibración y visualización de datos, incluyendo tramas y animaciones de resultados de modelos vs datos. En la **Figura 2. 2** se muestra una grilla en el lago Tenkiller Ferry en Oklahoma (Dynamic Solutions Internacioal, 2018).



**Figura 2. 2.** Grilla Curvilínea en el lago de Tenkiller Ferry.  
Fuente: (Dynamic Solutions Internacioal, 2018)

## Modelación numérica de la calidad del agua y selección del modelo matemático.

Es importante tener en cuenta que EFDC es un modelo que ha sido utilizado por la EPA, USGS, US Army Corps Ingenieros, Departamento de Calidad Ambiental de Oklahoma, Texas Comisión de Calidad Ambiental, entre otros.

Torres *et al.*, (2015) en su investigación modelación hidrodinámica para la gestión hídrica del embalse del Guájaro (Colombia), seleccionó el modelo Environmental Fluid Dynamics Code (EFDC) por su facilidad en la introducción de datos y por su capacidad de procesamiento, su alto rendimiento computacional y su robustez numérica y no solo por esto, sino también porque ha sido aplicado e implementado con éxito en diversos casos de estudio a escala mundial, y en las dos últimas décadas se ha convertido en uno de los modelos hidrodinámicos más utilizados.

El modelo EFDC ha sido aplicado en el río Yangtsé, en China, donde se realizó la calibración y validación del control diario de la elevación de la superficie del agua. Así mismo en Estado Unidos también se realizó un estudio en donde se simuló la hidrodinámica del estuario Perdido Bay, junto con los parámetros de calidad de agua, salinidad, temperatura, nutrientes y oxígeno disuelto, finalmente otro de los muchos estudios realizados con esta herramienta fue la obtención de una comprensión integral del patrón espaciotemporal de la calidad del agua en el embalse Miyun, uno de los más grandes de China (Torres, Padilla, & Rodríguez G, 2015).

En Corea, el Ministerio de Medio Ambiente hizo un plan ambiental general para la gestión del agua en el año 2006 y entre los modelos utilizados y recomendados incluye el EFDC. Además, este es un modelo que es utilizado en la mayoría de los institutos de evaluación de impacto ambiental (J. Bai, 2013).

En el río Mudan, uno de los ríos más típicos de del Norte de China, se utilizó el EFDC para la construcción de un modelo bidimensional de simulación del transporte y dispersión de contaminantes (DQO y  $\text{NH}_3\text{N}$ ) en periodos cubiertos de hielo y en aguas abiertas para realizar un análisis comparativo (Gula Tang, y otros, 2016). Otro estudio se realizó en el embalse de Danjiangkou en China, donde desarrollaron un modelo de eutrofización para la gestión local de los recursos hídricos en esa región (Libin Chen,

Zhifeng Yang, & Haifei Liu, 2016) otros ejemplos de su aplicación se pueden observar en: (Chun-xue & Xue-yi, 2017), (Zou, Carter, Shoemaker, Parker, & Henry, 2006), (Sangman, Kyusung, Youngteck, & Kukryul, 2010), (Qi, Yang, & Shen, 2012), (Xi & Xuyong, 2018), (Guozheng & Zongxue, 2011), (Rumana, Scott, & Dilkushi, 2016), (Lei, Yuzhao, & Rui, 2013), (Li, Wang, Zhou, & Han, 2018), (Janesh & Xing, 2015), (Hainan, Wenshi, Xuebin, Qiang, & Yuanyuan, 2014).

#### **2.4.2. Características del modelo matemático (EFDC Explorer) seleccionado.**

El EFDC Explorer es un modelo que incluye tanto la hidrodinámica como la calidad del agua en un solo software tradicionalmente se utilizaba modelos independientes, sin embargo EFDC EXPLORER tiene la capacidad de analizar la hidrodinámica de forma tridimensional, resolviendo las ecuaciones de movimiento y de superficie libre, junto con las ecuaciones de continuidad y de balance de masa, es decir, con módulos acoplados de salinidad, temperatura, sedimentos y transporte de contaminantes adaptados en ríos, lagunas, lagos, estuarios, reservorios y cuerpos costeros de agua, por otra parte incorpora oxígeno disuelto, nutrientes y algas como los parámetros más fundamentales para definir la calidad del agua (United States Environmental Protection Agency, 2007).

El esquema numérico empleado en EFDC para resolver las ecuaciones de movimiento utiliza diferencia finita espacial de segundo orden. La solución de modo externo es semi-implícita y simultáneamente calcula el campo de elevación de la superficie de manera bidimensional por un procedimiento de gradiente conjugado. La solución externa se completa con el cálculo de la profundidad promedio y las velocidades barotrópicas usando el nuevo campo de elevación de la superficie. El modelo es semi-implícito y la solución externa permite grandes pasos de tiempo que están limitados por los criterios de estabilidad.

#### **2.4.2.1. Pre-procesamiento.**

En este campo se introduce todos los elementos necesarios para generar el modelo, lo que permite crear en sí, las condiciones iniciales. A continuación, se describe a manera general los pasos que se desarrollan para ejecutar el modelo.

- a) Generar la grilla, exportando el contorno del dominio como un archivo XY (formato extensión p2d). Realizando vistas simples y rápidas del dominio.
- b) Desarrollo y configuraciones de batimetría.
- c) Configuración y edición de las propiedades de la celda (Asignar condiciones iniciales).
- d) Ajuste de las condiciones iniciales de superficie o profundidades del agua.
- e) Edición de las series de tiempo.
- f) Las condiciones fronteras de la calidad del agua pueden cargarse como concentraciones.

#### **2.4.2.2. Post- procesamiento.**

Aquí se obtiene los resultados, algunos datos que se obtienen en esta etapa son:

- a) Ejecución de archivos de salida.
- b) Visualización de estadísticas y gráficos al final de la ejecución del modelo.
- c) Visualización de los perfiles de las propiedades de calidad de agua.

#### **2.4.2.3. Post- procesador para calibración.**

En esta sección se puede hacer comparaciones de series de tiempo para datos de columna de agua, comparaciones de perfil vertical, generación automática de los diagramas y estadísticas de calibración.

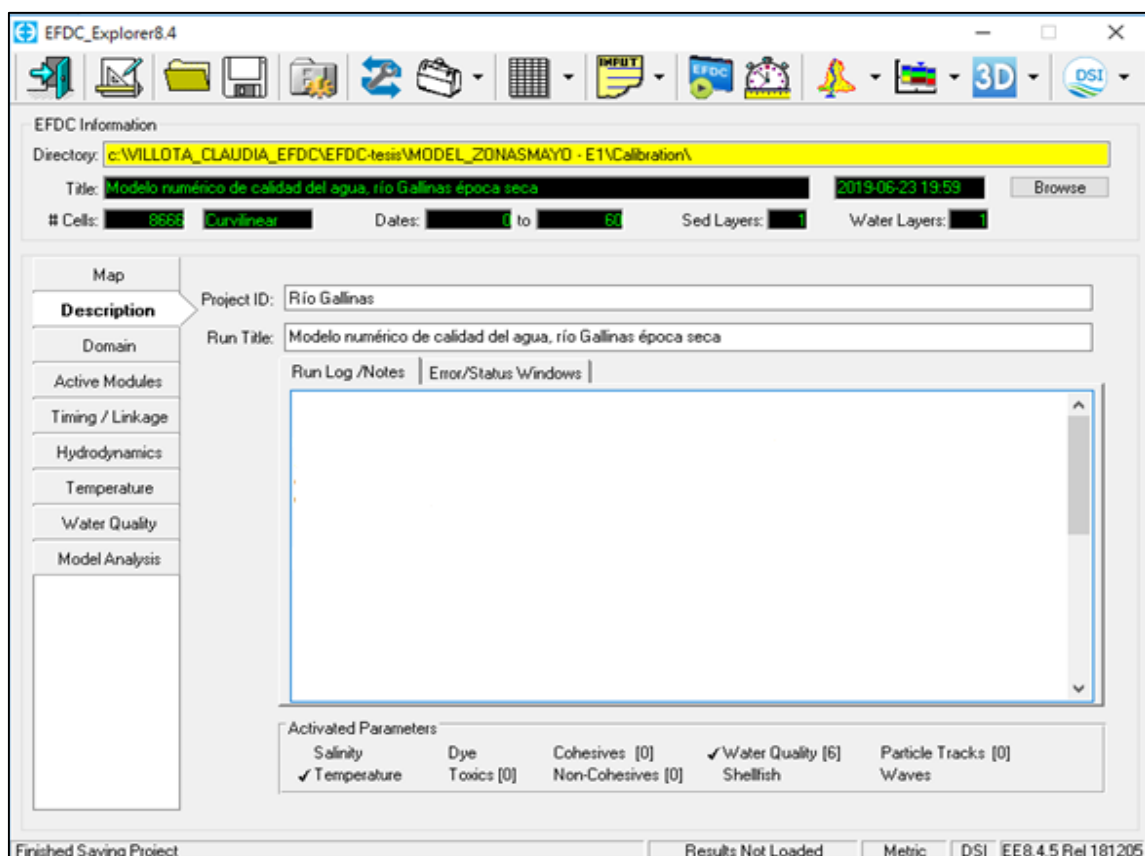
EFDC utiliza el sistema métrico para definir las variables de espacio y concentración. Las unidades de tiempo internas están en segundos, sin embargo, EFDC ha arreglado las unidades de entrada del usuario en días. De ahí que todas las entradas

## Modelación numérica de la calidad del agua y selección del modelo matemático.

de tiempo deben ser en días y EFDC genera los factores de conversión necesarios en segundos.

Una vez que se ha generado el proyecto, EFDC Explorer genera automáticamente algunos archivos según la configuración del proyecto, así cuando el proyecto está guardado, EFDC lee los archivos de entrada y escribe los archivos de vinculación.

















En la **Figura 2.3** Se observa la barra de herramientas que muestra la interfaz de EFDC Explorer. La cual se encuentra dividida en tres partes, la sección central representa el procesador de funciones y la sección inferior proporciona acceso a algunas de las funciones de los post-procesadores.



**Figura 2.3.**Interfaz EFDC Explorer

En la **Tabla 2.4** se muestra la función de cada una de las herramientas.

Tabla 2.4.Descripción de las herramientas de la interfaz EFDC Explorer.

	Salir de EFDC_Explorer. No guarda el proyecto, solo configuraciones Pre/Postprocesador
	Genera un modelo EFDC utilizando una plantilla.
	Abrir / Leer un modelo EFDC.
	Guarde el modelo EFDC actual en el mismo directorio o en el nuevo.
	Configurar la impresora actual.
	Opciones de configuración de EFDC_Explorer, incluida la ubicación del ejecutable EFDC se encuentran los archivos, uno para la versión EPA y otro para la versión EFDC + versión.
	Convertir entre los días julianos y las fechas del calendario gregoriano.
	Caja de herramientas de características y utilidades diversas.
	Ver / Editar archivo principal EFDC.INP para el proyecto actual.
	Varias herramientas y utilidades para analizar y ajustar la red.
	Ejecute EFDC utilizando el proyecto actual. No guarda el proyecto primero.
	Obtenga el tiempo de ejecución y otra información de tiempo para una ejecución completa del modelo.
	ViewPlan. Mostrar el modelo en la vista en planta. Esto se utiliza para pre-procesamiento (por ejemplo, configuración de condiciones de contorno y modificación de propiedades de celda) y pos procesamiento de resultados.
	Ver perfil. Mostrar la vista del perfil del modelo a lo largo de una I o J o una sección definida por el usuario. Esto se utiliza para los resultados de post-procesamiento.
	View3D: Muestra el modelo con vista 3D. Las opciones de visualización incluyen cortes (blanking), animaciones y efectos de luz.
	Acceder a los archivos de ayuda (Manual de usuario); Gestión de licencias.

Fuente: (Dynamic Solutions Internacioal, 2018)

### 2.4.3. Componente de la hidrodinámica en el modelo EFDC Explorer.

El código resuelve de manera tridimensional (3D) las ecuaciones de movimiento en un sistema de coordenadas que es curvilíneo y ortogonal en el plano horizontal. Por su parte el esquema computacional utiliza una división del modo externo-interno para resolver las ecuaciones de movimiento horizontal y la ecuación de continuidad en una cuadrícula escalonada.

En base a las ecuaciones de movimiento turbulento y utilizando la aproximación de Boussinesq para la densidad variable (la densidad variable es un análisis estrictamente obligatorio al tratar las ecuaciones para flujos compresibles) resulta las ecuaciones de movimiento y continuidad, además de las ecuaciones de transporte para la salinidad y la temperatura de la siguiente forma:

#### Ecuaciones de movimiento:

$$\begin{aligned}
 & \overbrace{\partial_t(mHu)}^1 + \overbrace{\partial_x(m_yHuu) + \partial_y(m_xHvu) + \partial_z(mwu)}^2 - \overbrace{(mf + v\partial_x m_y - u\partial_y m_x)Hv}^3 = \\
 & -\underbrace{m_yH\partial_x(g\zeta + p)}_4 - \underbrace{m_y(\partial_x h - z\partial_x H)\partial_z p + \partial_z(mH^{-1}A_v\partial_z u)}_5 + Q_u \quad (1)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 & \overbrace{\partial_t(mHv)}^1 + \overbrace{\partial_x(m_yHuv) + \partial_y(m_xHvv) + \partial_z(mwv)}^2 + \overbrace{(mf + v\partial_x m_y - u\partial_y m_x)Hu}^3 = \\
 & -\underbrace{m_xH\partial_y(g\zeta + p)}_4 - \underbrace{m_x(\partial_y h - z\partial_y H)\partial_z p + \partial_z(mH^{-1}A_v\partial_z v)}_5 + Q_v \quad (2)
 \end{aligned}$$



En las ecuaciones 1 y 2, el termino 1 corresponde a l razón de la velocidad con respecto al tiempo; el termino 2 se refiere a los componentes advectivos y representa el movimiento del fluido debido a las fuerzas inerciales, el termino 3 es la aceleración de Coriolis en la curvatura y sobre las tensiones tangenciales del fondo, representada a través de la variación de la superficie libre, finalmente el termino 5, son los esfuerzos viscosos que dan origen a la turbulencia dentro del flujo (Torres Bejarano, Padilla, & Rodriguez Cuevas, 2015).

Ecuación de continuidad:

$$\partial_t(m\zeta) + \partial_x(m_yHu) + \partial_y(m_xHv) + \partial_z(mw) = 0 \quad (3)$$

Ecuación de estado: En caso de que la densidad del agua dependa de la temperatura y salinidad, la ecuación de estado según la UNESCO es (Dynamic Solutions-international , 2017):

$$\rho = 999.842594 + 6.793952 * 10^{-2}T - 9.095290 * 10^{-3}T^2 + 1.001685 * 10^{-4}T^3 - 1.120083 * 10^{-6}T^4 + 6.536332 * 10^{-9}T^5 + (0.824493 - 4.0899 * 10^{-3}T + 7.6438 * 10^{-5}T^2 - 8.2467 * 10^{-7}T^3 + 5.3875 * 10^{-9}T^4)S + (-5.72466 * 10^{-3} + 1.0227 * 10^{-4}T - 1.6546 * 10^{-6}T^2)S^{1.5} + 4.8314 * 10^{-4}S^2 \quad (4)$$

Ecuación de transporte para la salinidad (5) y temperatura (6):

$$\partial_t(mHS) + \partial_x(m_yHuS) + \partial_y(m_xHvS) + \partial_z(mwS) = \partial_z(mH^{-1}A_b\partial_zS) + Q_S \quad (5)$$

$$\partial_t(mHT) + \partial_x(m_yHuT) + \partial_y(m_xHvT) + \partial_z(mwT) = \partial_z(mH^{-1}A_b\partial_zT) + Q_T \quad (6)$$

Donde:

$u$  y  $v$ : son componentes de velocidad en las coordenadas horizontales (m/s).

$x$  e  $y$ : coordenadas ortogonales (m).

$z$ : es la coordenada sigma (Adimensional).

$t$ : es el tiempo (s).

$m_x$  y  $m_y$ : son las raíces cuadradas de los componentes diagonales (m).

$m = m_x m_y$ : es la raíz Jacobiana o Raíz Cuadrada ( $m^2$ ).

$H = h + \zeta$ : profundidad total, o la suma de la profundidad y la superficie libre (m).

$p$ : es la presión física en exceso de la densidad referencial ( $m^2/s^2$ ).

$f$ : es el parámetro de Coriolis (1/s).

$A_v$ : Turbulencia vertical o Viscosidad de Eddy ( $m^2/s$ ).

$A_b$ : Turbulencia vertical difusiva ( $m^2/s$ ).

$Q_u$  y  $Q_v$ : Términos de movimiento afluente- efluente ( $kg/m^3$ ).

$\rho$ : es la densidad ( $kg/m^3$ ).

$T$ : temperatura ( $^{\circ}C$ ).

$S$ : salinidad (ppt).

$b$ : flotabilidad (Adimensional).

$Q_S$  y  $Q_T$ : corresponde a la difusión de escala horizontal de la sub malla, las fuentes y sumideros termales.

#### 2.4.3.1. Técnicas de solución numérica.

Las ecuaciones de movimiento (ecuaciones 1-3) se resuelven utilizando una combinación de volumen finito y técnicas de diferencias finitas, ecuaciones que son utilizadas generalmente para representar el comportamiento de los fenómenos de la naturaleza. Las técnicas de utilización de métodos numéricos permiten tratar con valores

desconocidos de la variable dependiente un número finito de posiciones, los cuales son denominados puntos o nodos de la malla, nodos computacionales o puntos discretos en el dominio del cálculo, en donde se relaciona los valores en dos o más puntos de la malla, reemplazando los términos diferenciales contenidos en el modelo matemático por expresiones algebraicas (Xamán & Gijón Rivera, 2015).

Los algoritmos y esquemas computacionales que constituyen el modelo EFDC para la solución de las ecuaciones de momento, continuidad y transporte (ecuaciones 1-6) utilizan el Fortran 77, organizado dentro de un procesamiento preliminar (incluye subrutinas para datos de entrada, inicialización y reinicio), computacional (resuelve secuencialmente las ecuaciones del modo externo e interno, así mismo las ecuaciones para salinidad y temperatura), procesamiento continuo el cual cuenta con subrutinas para escribir archivos de gráficos y visualizar el comportamiento transitorio de las variables vectoriales y escalares, subrutinas para el análisis de mínimos cuadrados in situ y el filtrado de variables de lugares específicos, dos subrutinas especializadas que se pueden activar para simular modelos de calidad del agua, una subrutina lagrangiana para la simulación de flotación, trayectorias de arrastre y partículas neutralmente flotantes a partir de puntos específicos en espacio y tiempo. Finalmente se encuentran las secciones de post-procesamiento.

El código está diseñado para ser una herramienta de ingeniería que sirva para la evaluación del impacto ambiental y que a su vez también sea instrumento en la investigación de la dinámica de los fluidos tanto en situaciones reales como hipotéticas, en esta última situación es fundamental un proceso de calibración y verificación para luego permitir la simulación.

#### 2.4.4. Componente de la calidad del Agua.

Los procesos cinéticos incluidos en el modelo de calidad del agua EFDC se derivan del modelo CE-QUAL-ICM (Cerco y Cole. Citado por USEPA, 2007). EFDC está basado en el carbono, dado que las cuatro especies de algas están representadas en unidades de carbono, luego las variables de carbono juegan un papel equivalente a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) a diferencia de otros modelos como el WASP (Ambrose. Citado por USEPA, 2007), que utiliza la DBO para representar el material orgánico que exige oxígeno. En esta investigación se hará énfasis en las variables de fosfatos, nitrógeno amoniacal, nitratos, demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto y Coliformes Fecales. No obstante, en la **Tabla 2.5** se puede observar todas las variables que integran la estructura de calidad del agua.

**Tabla 2.5. Conjunto de variables de estado del modelo EFDC**

1. Cianobacterias	12. Partículas de nitrógeno orgánico refractario
2. Algas diatomeas	13. Partículas de nitrógeno orgánico lábiles
3. Algas verdes	14. Nitrógeno orgánico disuelto.
4. Algas estacionarias	15. Nitrógeno amoniacal
5. Partículas de carbono orgánico refractario	16. Nitratos
6. Partículas de carbono orgánico lábiles	17. Partículas de silica biogénica
7. Carbono orgánico disuelto	18. Silica disuelta disponible
8. Partículas de fosforo orgánico refractario	19. Demanda química de oxígeno
9. Partículas de fosforo orgánico lábiles	20. Oxígeno disuelto
10. Fosforo orgánico disuelto	21. Metales activos totales
11. Fosforo total	

**Fuente: Modulo calidad del agua del modelo EFDC, USEPA (2007)**

La ecuación gobernante de balance de masa para dar solución a las diferentes variables de la calidad del agua en el modelo EFDC Explorer esta expresada por:

Ecuación de la conservación de la masa:

$$\frac{\partial(m_x m_y H C)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(m_y H u C) + \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v C) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w C) = \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{m_y H A_x \partial C}{m_x \partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{m_x H A_y \partial C}{m_y \partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(m_x m_y \frac{A_z \partial C}{H \partial z}\right) + m_x m_y H S_c \quad (7)$$

Donde:

**C**: es la concentración de una variable de la calidad del agua.

**u, v, w**: son los componentes de velocidades en las direcciones sigma x-, y-, z-.

**A<sub>x</sub>, A<sub>y</sub>, A<sub>z</sub>**: corresponden a la difusividad turbulenta en las direcciones x-, y-, z-.

**S<sub>c</sub>**: representa las fuentes y sumideros internos y externos por unidad de volumen.

**H**: es la profundidad de la columna de agua.

**m<sub>x</sub>m<sub>y</sub>**: factores de escala de coordenadas curvilíneas horizontales.

Los últimos tres términos del lado izquierdo representan el transporte advectivo y los tres primeros términos del lado derecho el transporte difusivo, finalmente el último término de la ecuación 7 representa los procesos cinéticos y las cargas externas para cada una de las variables de estado (Hernandez & Martinez, 2016).

El modelo resuelve la ecuación 7 utilizando un procedimiento de paso fraccional que desacopla los términos cinéticos de los términos de transporte físico.

Ecuación para el proceso cinético:

$$\frac{\partial C_k}{\partial t} = K * C + R \quad (8)$$

Donde:

**K**: es la velocidad cinética (tiempo<sup>-1</sup>).

**R**: es el término de la fuente/sumidero (volumen de masa<sup>-1</sup> tiempo<sup>-1</sup>).

**K** y **R** son valores conocidos.

#### **2.4.4.1. Ecuaciones cinéticas para variables de estado.**

En esta sección se especifica las ecuaciones cinéticas para cada una de las variables de estado que serán estudiadas en esta investigación, la cinética es detallada mediante una dimensión de días, por su parte fuentes y sumideros se convierten a una dimensión de segundos antes del empleo de la ecuación de conservación de la masa.

##### **2.4.4.1.1. Ecuación para fosfato en fase acuosa.**

Abarca, el fosfato disuelto y absorbido en la fase acuosa. Las fuentes y sumideros incluidos en el modelo son: metabolismo basal de las algas, depredación y captación, mineralización a partir de fósforo orgánico disuelto, asentamiento de fosfato absorbido, intercambio de fosfato sedimento-agua para la capa inferior y cargas externas.

Abarca, el fosfato disuelto y absorbido en la fase acuosa. Las fuentes y sumideros incluidos en el modelo son: metabolismo basal de las algas, depredación y captación, mineralización a partir de fósforo orgánico disuelto, asentamiento de fosfato absorbido, intercambio de fosfato sedimento-agua para la capa inferior y cargas externas.

Ecuación de cinética fosfato total en fase acuosa:

$$\frac{\partial}{\partial t}(PO4p + PO4d) = \sum_{x=c.d.g.m}(FPI_x * BM_x + FPIP_x * PR_x - P_x) * APC_x * B_x + K_{DOP} * DOP + \frac{\partial}{\partial z}(WS_{TSS} * PO4p) + \frac{BFPO4d}{\Delta z} + \frac{WPO4p}{V} + \frac{WPO4d}{V} \quad (9)$$

Donde:

**$PO4d + PO4p$** : es igual al fósforo total ( $PO4t$ ) en  $g/m^3$ .

**$PO4d$** : es el fósforo disuelto ( $g/m^3$ ).

**$PO4p$** : corresponde a partículas de fósforo ( $g/m^3$ ).

**$FPI$** : fracción de fósforo metabolizado por el grupo de algas  $x$  producido como fósforo inorgánico (adimensional).

**$BM$** : tasa del metabolismo basal del grupo de algas  $x$  ( $día^{-1}$ ).

**$FPPI$** : es la fracción de fósforo producido como fósforo inorgánico (adimensional).

**$PR$** : tasa de precipitación del grupo de algas ( $día^{-1}$ ).

**$P$** : tasa de producción del grupo de algas ( $día^{-1}$ ).

**$APC$** : proporción media de fósforo-carbono para todos los grupos de algas (g).

**$B$** : biomasa del grupo de algas ( $g/m^3$ ).

**$K_{DOP}$** : tasa de mineralización de fósforo orgánico disuelto ( $día^{-1}$ ).

**$DOP$** : concentración de fósforo orgánico disuelto ( $g/m^3$ ).

**$WS_{TSS}$** : velocidad de sedimentación del sólido suspendido ( $m/día$ ), proporcionada por el modelo hidrodinámico.

**$BFPO4d$** : flujo de intercambio de fósforo sedimentos-agua ( $g/m^3*día$ ).

**$WPO4t$** : cargas externas de fósforo total ( $g/día$ ).

**$V$** : volumen de la celda ( $m^3$ ).

#### 2.4.4.1.2. Ecuación para nitrógeno amoniacal.

Las fuentes y sumideros de nitrógeno amoniacal incluidos en el modelo son: metabolismo basal de algas, depredación y captación, mineralización a partir de nitrógeno orgánico disuelto, nitrificación a nitrato, intercambio de sedimentos - agua solo para la capa inferior, finalmente cargas externas. que representa estos procesos es:

Ecuación cinética nitrógeno amoniacal:

$$\frac{\partial NH_4}{\partial t} = \sum_{x=c.d.g.m} (FNI_x * BM_x + FNIP_x * PR_x - PN_x * P_x) * ANC_x * B_x + K_{DON} * DON - KNit * NH_4 + \frac{BFNH_4}{\Delta Z} + \frac{WNH_4}{V} \quad (10)$$

Dónde:

**FNI**: es la fracción de nitrógeno metabolizado por algas producidos como nitrógeno inorgánico (adimensional).

**FNIP**: fracción de nitrógeno producido y despojado como nitrógeno inorgánico (adimensional).

**PN<sub>x</sub>**: preferencia de captación de amonio por algas (adimensional).

**ANC<sub>x</sub>**: constante de relación nitrógeno-carbono en el grupo de algas x (g de N y C).

**K<sub>DON</sub>**: tasa de mineralización de nitrógeno orgánico disuelto (día<sup>-1</sup>).

**DON**: concentración de nitrógeno orgánico disuelto (g/m).

**KNit**: tasa de nitrificación (día<sup>-1</sup>).

**BFNH<sub>4</sub>**: intercambio de flujo de amonio agua - sedimentos (g/m<sup>2</sup>\*día), aplicada solo a la parte inferior de la capa. **WNH<sub>4</sub>**, cargas externas de amonio (g/día<sup>-1</sup>).

#### 2.4.4.1.3. Ecuación para nitrógeno de nitrato.

Las fuentes y sumideros para nitrógeno de nitrato incluidos en el modelo son: consumo de algas, nitrificación de amonio, desnitrificación a gas nitrógeno, intercambio de sedimentos solo para la capa inferior y cargas externas.



Ecuación cinética nitrato:

$$\frac{\partial NO_3}{\partial t} = \sum_{x=c.d.g.m} (PN_x - 1) * P_x * ANC_x * B_x + KNit * NH_4 - ANDC * Denit * DOC + \frac{BFNO_3}{\Delta Z} + \frac{WNO_3}{V} \quad (11)$$

Donde:

**NH<sub>4</sub>**: concentración de nitrógeno amoniacal (g/m<sup>3</sup>).

**ANDC**: masa de nitrógeno de nitrato reducida por masa de carbono orgánico disuelto oxidado (g).

**Denit**: tasa de desnitrificación (día<sup>-1</sup>).

**DOC**: concentración de carbono orgánico disuelto (g/m<sup>3</sup>).

**BFNO<sub>3</sub>**: intercambio de flujo de nitratos sedimentos-agua (g/m<sup>2</sup>\*día), aplicado solo a la capa inferior.

**WNO<sub>3</sub>**: cargas externas de nitrato (g/día).

#### 2.4.4.1.4. Ecuación para demanda química de oxígeno.

La DQO hace referencia a la concentración de sustancias reducidas que son oxidables a través de medios inorgánicos. En aguas salinas la fuente de DQO es el sulfuro liberado por los sedimentos. En agua dulce, el metano se libera a la columna de agua. Luego tanto el sulfuro como el metano se cuantifican en unidades de demanda de oxígeno.

Ecuación cinética DQO:

$$\frac{\partial COD}{\partial t} = - \left( \frac{DO}{KH_{COD} + DO} \right) * K_{COD} * COD + \frac{BFCOD}{\Delta Z} + \frac{WCOD}{V} \quad (12)$$

Donde:

**COD**: concentración de la demanda química de oxígeno ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

**KH<sub>COD</sub>**: constante de media de saturación del oxígeno disuelto requerida para la oxidación de demanda química de oxígeno ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

**DO**: concentración de oxígeno disuelto ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

**K<sub>COD</sub>**: tasa de oxidación de la demanda química de oxígeno ( $\text{día}^{-1}$ ).

**BFCOD**: flujo de sedimentos de la demanda química de oxígeno ( $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{día}$ ), aplicada solo a la capa de fondo.

**WCOD**: cargas externas de demanda química de oxígeno ( $\text{g}/\text{día}$ ).

Se usa una función exponencial para describir el efecto de la temperatura sobre la tasa de oxidación de la demanda química de oxígeno.

$$K_{COD} = K_{CD} * \exp(KT_{COD}(T - TR_{COD})) \quad (13)$$

Donde:

**K<sub>CD</sub>**: tasa de oxidación de la DQO ( $\text{día}^{-1}$ ).

**KT<sub>COD</sub>**: efecto de la temperatura en la DQO ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ ).

**TR<sub>COD</sub>**: temperatura de referencia para la DQO ( $^{\circ}\text{C}$ ).

#### 2.4.4.1.5. Ecuación para oxígeno disuelto.

Las fuentes y sumideros de oxígeno disuelto en la columna de agua incluidos en el modelo son: fotosíntesis y respiración de algas, nitrificación, respiración heterotrófica de carbono orgánico, oxidación de la demanda química de oxígeno, respiración superficial, la demanda de oxígeno de sedimentos y las cargas externas.

Ecuación cinética OD:

$$\begin{aligned} \frac{\partial DO}{\partial t} = & \sum_{x=c,d,g,m} \left( (1 + 0.3(1 - PN_X))P_X - (1 - FCD_X) \left( \frac{DO}{K_{HR_x} + DO} \right) BM_X \right) + AOCR(B) - \\ & (AONT)(Nit)(NH_4) - AOCR(K_{HR})(DOC) - \left( \frac{DO}{K_{H_{COD}} + DO} \right) + K_{COD}(COD) + K_R(DO_S - DO) + \\ & \frac{SOD}{\Delta V} + \frac{WDO}{V} \end{aligned} \quad (14)$$

Donde:

**$PN_X$** : es la absorción de amoníaco por algas (adimensional).

**$P_X$** : tasa de producción de algas ( $\text{día}^{-1}$ ).

**$FCD_X$** : fracción del metabolismo basal (adimensional).

**$DO$** : Concentración de oxígeno disuelto ( $\text{g/m}^3$ ).

**$K_{HR}$** : constante media de saturación de oxígeno disuelto de algas ( $\text{g/m}^3$ ).

**$BM_X$** : tasa de metabolismo basal de algas ( $\text{día}^{-1}$ ).

**$AOCR$** : relación oxígeno disuelto-carbono en la respiración (g).

**$B$** : biomasa de algas ( $\text{g/m}^3$ ).

**$AONT$** : masa de oxígeno disuelto consumido por unidad de masa de nitrógeno de amonio nitrificado (g).

**$Nit$** : tasa de nitrificación ( $\text{día}^{-1}$ ).

**$NH_4$** : concentración de nitrógeno amoniacal ( $\text{g/m}^3$ ).

**$K_{HR}$** : tasa de respiración heterotrófica de carbono orgánico disuelto ( $\text{día}^{-1}$ ).

**$DOC$** : Concentración de carbono orgánico disuelto ( $\text{g/m}^3$ ).

$KH_{COD}$ : Saturación constante del medio de oxígeno disuelto requerido para la oxidación de COD ( $g/m^3$ ).

$COD$ : Concentración de la demanda de oxígeno ( $g/m^3$ ).

$K_R$ : coeficiente de aireación ( $día^{-1}$ ).

$DO_s$ : concentración saturada de oxígeno disuelto ( $g/m^3$ ).

$SOD$ : demanda de oxígeno del sedimento ( $g/m^3 \cdot día$ ).

$WOD$ : cargas externas de oxígeno ( $g/día$ ).

#### 2.4.4.1.6. Ecuación para Coliformes Fecales.

La variable Coliformes Fecales está completamente desacoplada del resto del modelo de calidad del agua y está incluida en aplicaciones TMDL que consideran nutrientes y alteraciones patógenas. En este modelo este parámetro no tiene interacción con otras variables de estado y tiene solo un término, mortandad. La ecuación cinética, incluidas las cargas externas se describe como:

Ecuación cinética CF:

$$\frac{\partial FCB}{\partial t} = KFCB * TFCB^{(T-20)} * FCB + \frac{WFCB}{V} \quad (15)$$

Donde:

$FCB$ : concentración de bacterias ( $NMP \cdot 100ml$ ).

$KFCB$ : velocidad de primer orden de mortandad a  $20^\circ C$  ( $día^{-1}$ ).

$TFCB$ : Efecto de la temperatura sobre la descomposición de bacterias ( $^\circ C^{-1}$ ).

$WFCB$ : Cargas externas de bacterias de Coliformes Fecales ( $NMP \cdot 100ml \cdot m^3 \cdot día^{-1}$ ).

### Capítulo 3. Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el Río Gallinas.

El presente capítulo describe todo el trabajo de campo realizado en el área de estudio, necesario para el desarrollo de los objetivos planteados. Iniciando con el reconocimiento de los elementos del contexto e identificación de fuentes contaminantes con el fin de cuantificar las determinantes de calidad de agua que van a ser analizadas en este trabajo de investigación. Adicionalmente, se detalla las metodologías aplicadas para la toma de datos de batimetría, monitoreo de caudales, monitoreo de parámetros *in situ* de calidad del agua y toma de muestras con su respectivo análisis. Así mismo se describen los resultados de análisis de los parámetros de calidad del agua para los dos periodos, secas y lluvias.

#### 3.1. Elementos del contexto.

##### 3.1.1. Hidrología.

La subcuenca Río Gallinas se encuentra limitando al Norte con Ciudad del Maíz, al Oeste con Ciudad Valles, al Este con Cárdenas y Rioverde y al Sur con Álvaro Obregón. El río Gallinas, principal cauce de la subcuenca, procede del norte en Ciudad Maíz a una elevación de 1350 msnm, entre el límite de Tamasopo y Aquismón recoge aguas del río Tamasopo, luego en su confluencia forma las cascadas de Tamul, sigue con dirección este y toma el nombre de Tampaón, por el norte de Aquismón y continua por el sur de Ciudad Valles (Comisión Estatal del Agua, 2016). La subcuenca, ocupa un área total de 807.568Km<sup>2</sup> y el cauce principal una longitud de 101.127Km (**Figura 3.1**), de los cuales se seleccionaron 15 Km (**Figura 3.2**), para aplicar el estudio de modelación, la selección se realizó teniendo en cuenta la cercanía con poblaciones urbanas.



Figura 3.1. Cauce principal río Gallinas, San Luis Potosí.

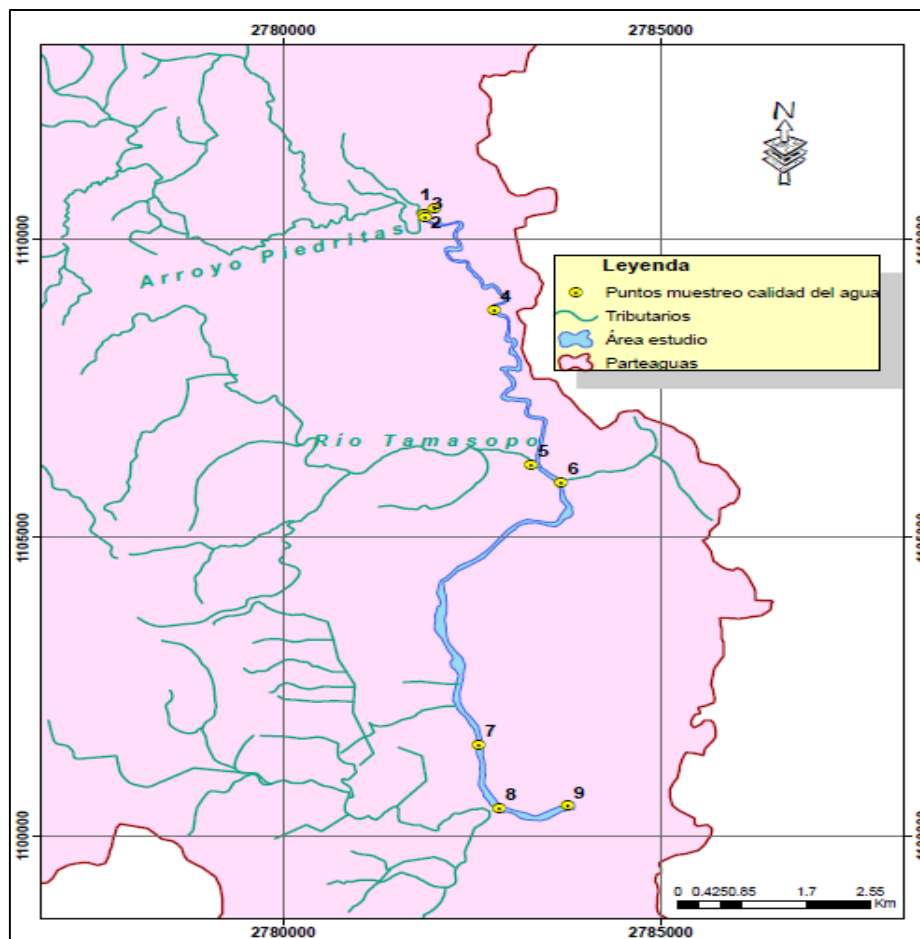


Figura 3.2. Mapa de ubicación del área de estudio sobre el cauce principal del Río Gallinas.

La subcuenca del Río Gallinas se encuentra constituida casi en su totalidad por rocas calizas, las cuales dieron paso a la formación de carso. Carso Huasteco es el nombre de la subprovincia fisiográfica a la que pertenece la cuenca del Río Gallinas. El papel que juega la formación de carso sobre la hidrología de la cuenca es importante ya que le confiere considerables aportaciones provenientes de manantiales al escurrimiento neto que llega hasta la salida de la cuenca (Dávila Ortiz , 2017).

En cuanto al régimen hidrológico, la precipitación es el factor más influyente en el caudal del río, en donde los caudales más bajos se presentan durante la temporada de secas (octubre a mayo) y los más altos en temporada de lluvias (julio a septiembre)

### **3.1.2. Clima.**

El área de estudio al estar localizada en la Huasteca Potosina presenta mayormente un clima de altas temperaturas, por otra parte, al encontrarse ubicada en el frente oriental de la Sierra Madre Oriental, recibe vientos húmedos marinos provenientes del Golfo de México que genera importantes precipitaciones. Las variables climáticas de mayor relevancia son la precipitación y temperatura, ya que estas determinan en gran medida la configuración del clima en una región (Dávila Ortiz , 2017).

Para determinar las variables climáticas anteriormente mencionadas se tomaron en cuenta tres estaciones meteorológicas que rodean la zona de estudio, en la tabla número 1 se detallan algunas características generales (**Tabla 3.1**)

Tabla 3.1. Características generales de las estaciones meteorológicas.

Clave	Nombre de la estación	Estado	Latitud	Longitud	Altitud	Período calculado
24014	Damian Carmona	San Luis Potosí	22.11	-99.2867	491m.s.n.m	1970-2010
24031	Gallinas	San Luis Potosí	21.905	-99.2486	314m.s.n.m	1970-2010
24064	San Dieguito	San Luis Potosí	22.0119	-99.2164	346m.s.n.m	1970-2010

Para tener una fiabilidad mínima en el establecimiento del clima se debe abordar por lo menos 30 años (Centro Internacional para la Investigación del Fenómeno del Niño, 2016), partiendo de lo anterior se tomó en cuenta un período de 40 años para poder definir las épocas en donde se presenta mayor temperatura y precipitación. Iniciando con la estación Damian Carmona, mostrando que los meses con mayor precipitación corresponden a julio y septiembre y el mes con mayor temperatura a mayo (Figura 3.3).

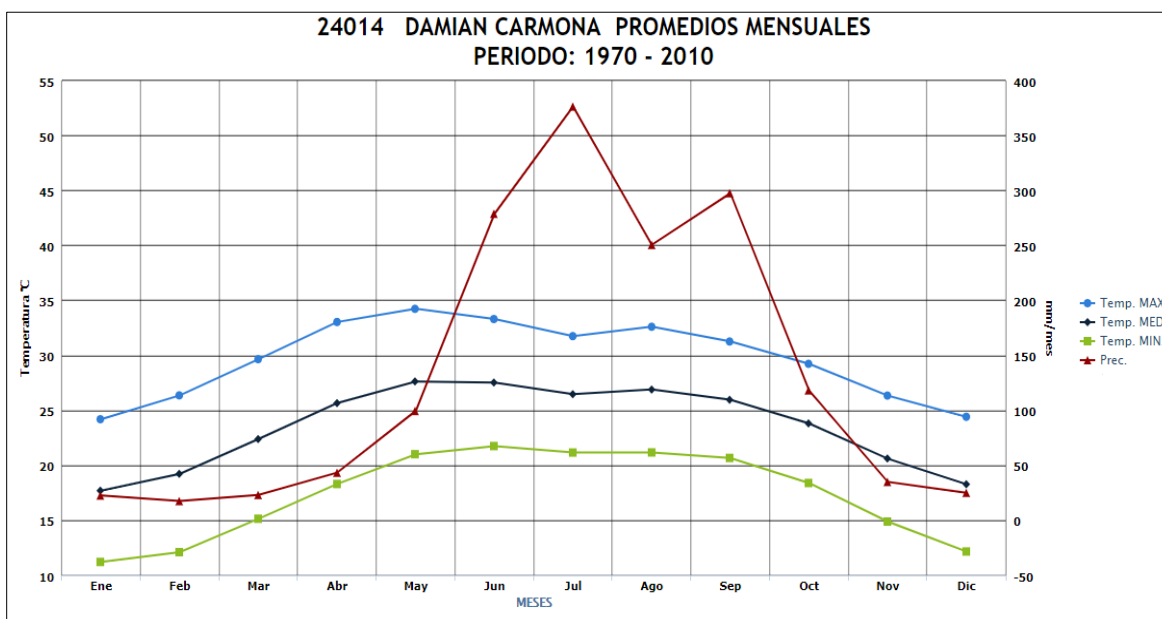
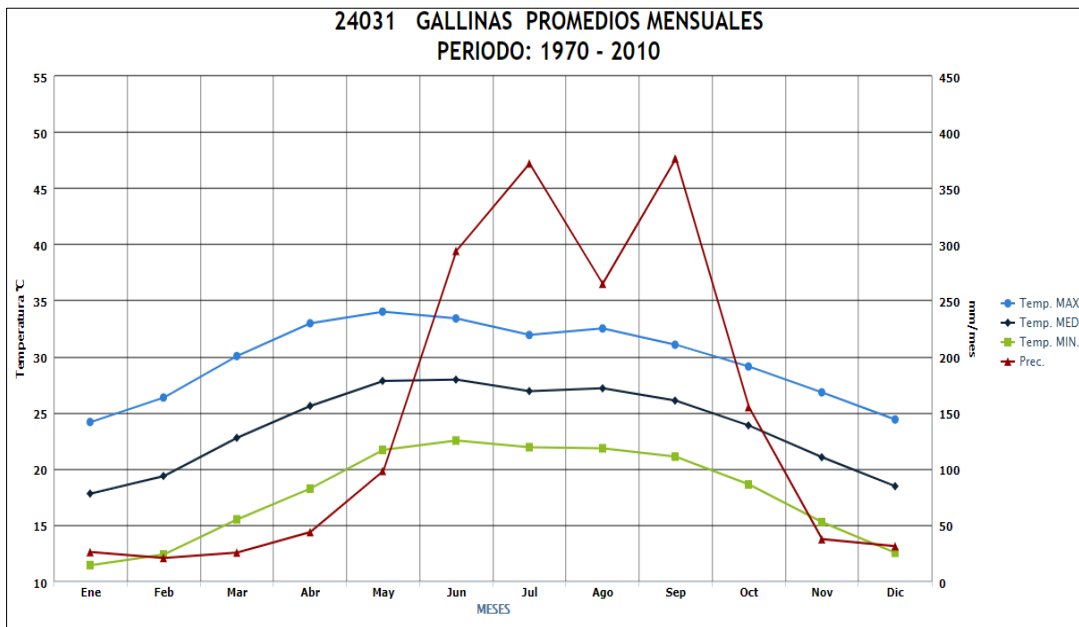


Figura 3.3. Variables climáticas de precipitación y temperatura, estación Damian Carmona.

Fuente: VariClim, 2019.



La estación Gallinas (**Figura 3.4**) también muestra un comportamiento similar al de la estación Damian Carmona, puesto que el mes con la más alta temperatura es mayo y los de mayor precipitación julio y septiembre, así mismo se comportan los datos representados por la estación San Dieguito (**Figura 3.5**).



**Figura 3.4. Variables climáticas de precipitación y temperatura, estación Gallinas.**  
Fuente: VariClim, 2019.

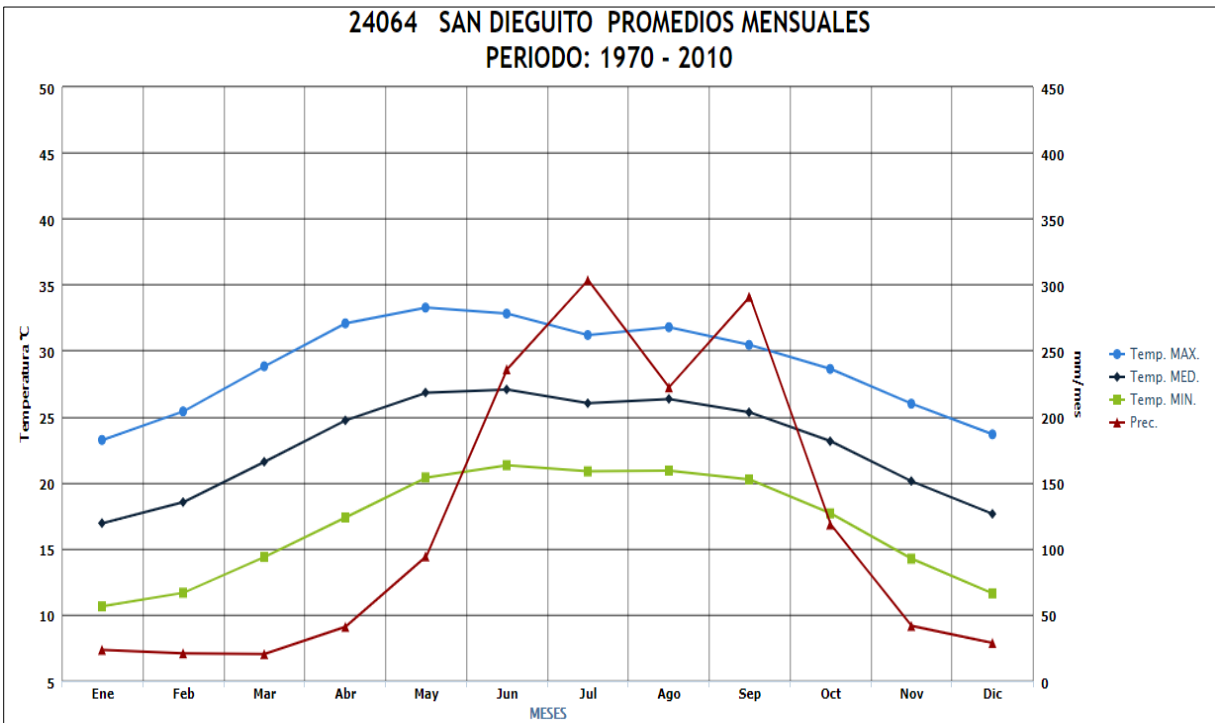


Figura 3.5. Variables climáticas de precipitación y temperatura, estación San Dieguito. Fuente: VariClim, 2019.

### 3.1.3. Suelos.

La zona se caracteriza por contar con suelos someros, en las sierras principalmente litosoles y en los valles suelos profundos como el vertisol debido al arrastre de materiales, el área de estudio cuenta con variedad de suelos producto del relieve accidentado y la variabilidad climática de la zona, el litosol abarca la mayor parte de la cuenca, en la parte llana que es donde confluye el río Gallinas con el río Tamasopo hay presencia de suelo vertisol (Dávila Ortiz, 2017).



Figura 3.6. Suelos, subcuenca Río Gallinas.

### 3.1.4. Distribución de la vegetación.

A continuación (Figura 3.7) se muestra la distribución de la vegetación existente en la subcuenca Río Gallinas. Posteriormente se hace una breve descripción de las áreas más predominantes.

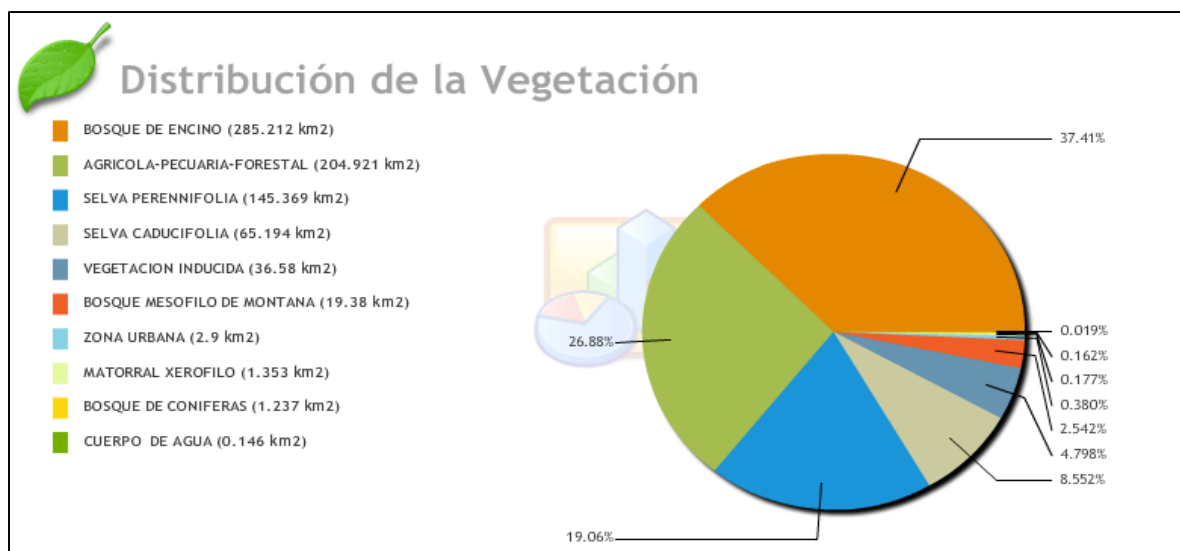
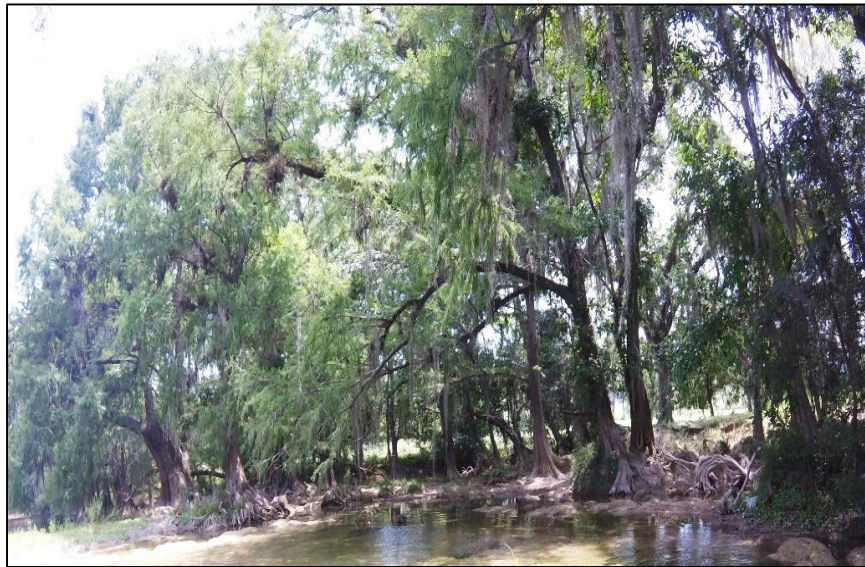


Figura 3.7. Distribución de la vegetación.  
Fuente: SIATL,2019.

A continuación, se hace una breve descripción de las distribuciones de vegetación más representativas.

#### 3.1.4.1. Bosque de encino.

Como se observa en la figura (**Figura 3.8**), hay una predominancia importante de bosque de encino (37.41%), los cuales pertenecen al género conocido como Quercus, palabra que al parecer proviene del griego Kerkaleos, que quiere decir “duro”, dichos bosques se pueden encontrar en las zonas altas de las sierras mexicanas (SEMARNAT, s.f.).



**Figura 3.8. Bosques de encino, subcuenca Río Gallinas.**

#### 3.1.4.2. Agrícola, pecuario, forestal.

El porcentaje que ocupa esta actividad es del 26.88%. La subcuenca Río Gallinas cuenta con importantes asentamientos poblacionales, lo que representa una presión sobre el recurso hídrico, ya que en la zona de estudio se tiene un importante crecimiento del sector agrícola, siendo este el principal consumidor de agua (Dávila Ortiz , 2017).

La población de la zona se dedica principalmente a los cultivos caña de azúcar y en menor medida a los cultivos de maíz, frijol y alfalfa. Es por esto que la superficie sembrada con mayor número de hectáreas (Ha) es el cultivo de caña de azúcar con 8392.85 Ha (Figura 3.9 y Figura 3.10).

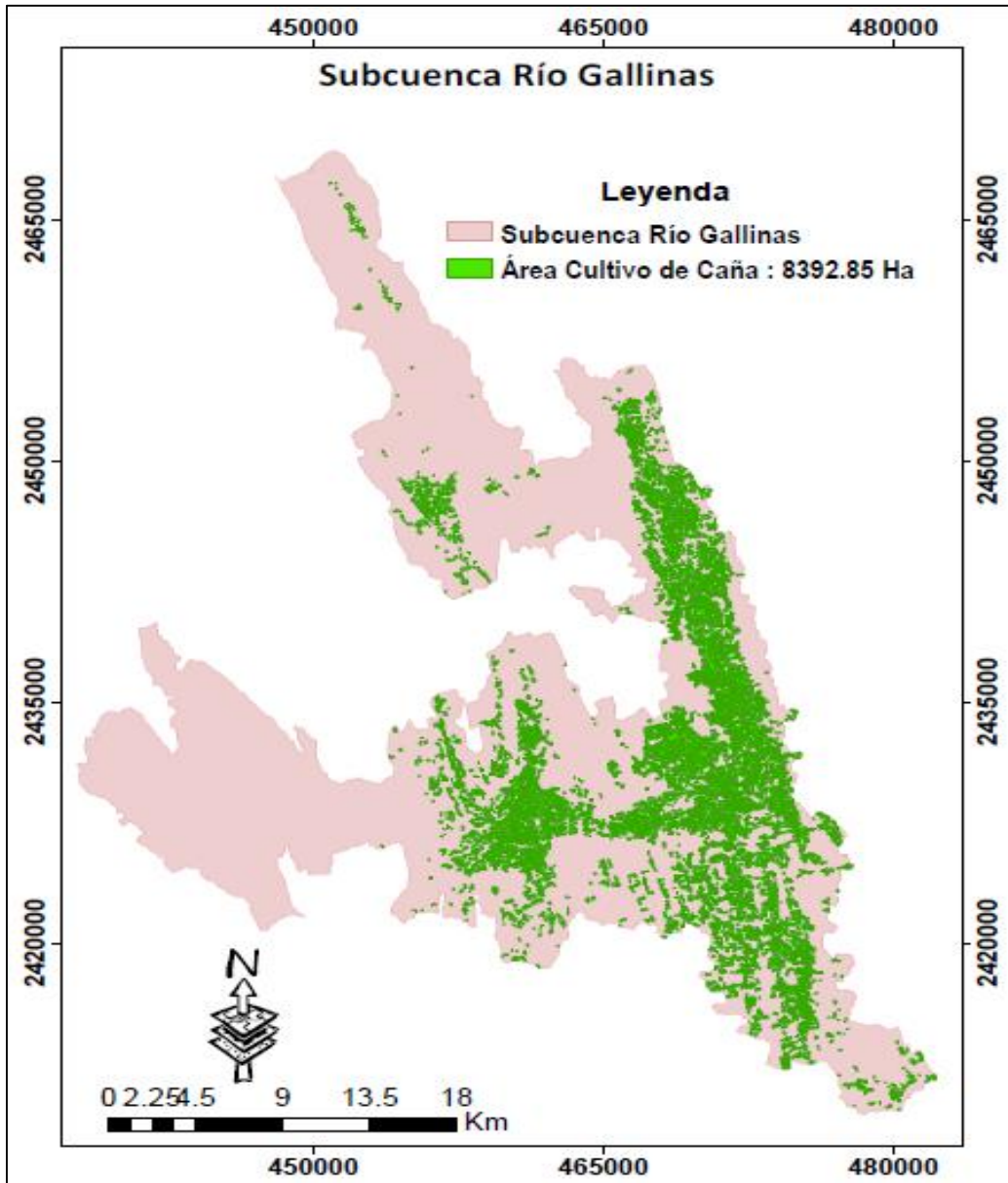
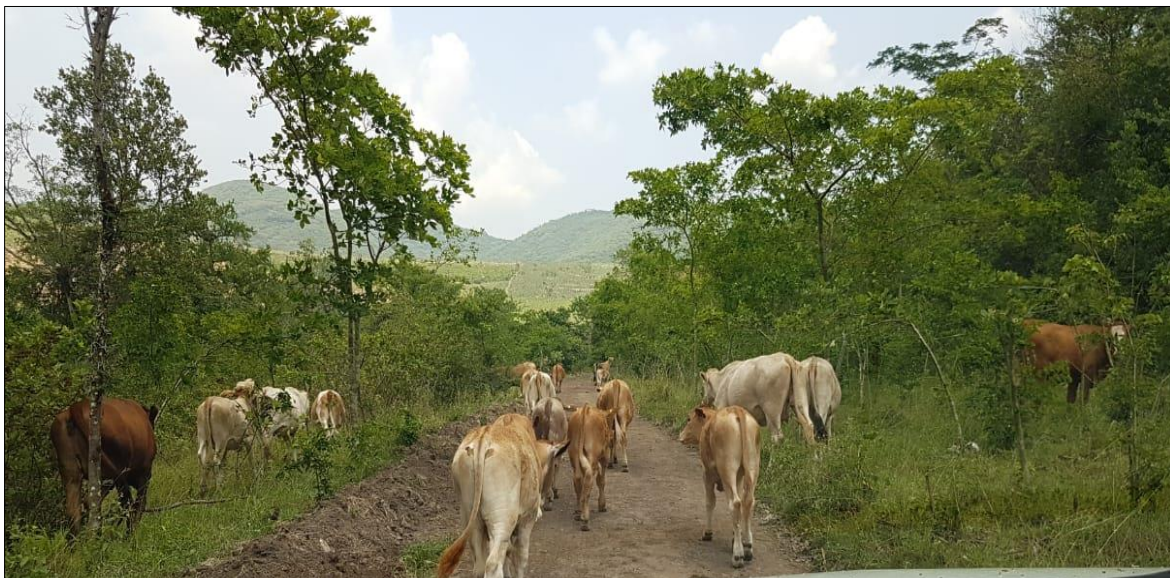


Figura 3.9. Área de influencia cultivo caña de azúcar.



**Figura 3.10. Cultivos de caña de azúcar, subcuenca Río Gallinas.**

En cuanto a ganadería se dedica principalmente a la crianza de ganado bovino con un total de 11,343 animales, seguido de aves con 41,726 y finalmente porcinos con 3,835 animales (Coordinación Estatal para el Fortalecimiento Institucional de los Municipios, 2015) (Figura 3.11).



**Figura 3.11. Actividad agropecuaria, subcuenca Río Gallinas.**

### 3.1.4.3. Selva perennifolia.

Se caracteriza porque la mayoría de los árboles tienen hojas grandes y duras. Se distribuyen en climas cálidos y húmedos. Son ecosistemas muy complejos con alta variación de especies de un lugar a otro, las plantas más pequeñas que crecen bajo los árboles presentan hojas de gran tamaño y colores verdes oscuros (INAFED, s.f.).(Figura 3.12).

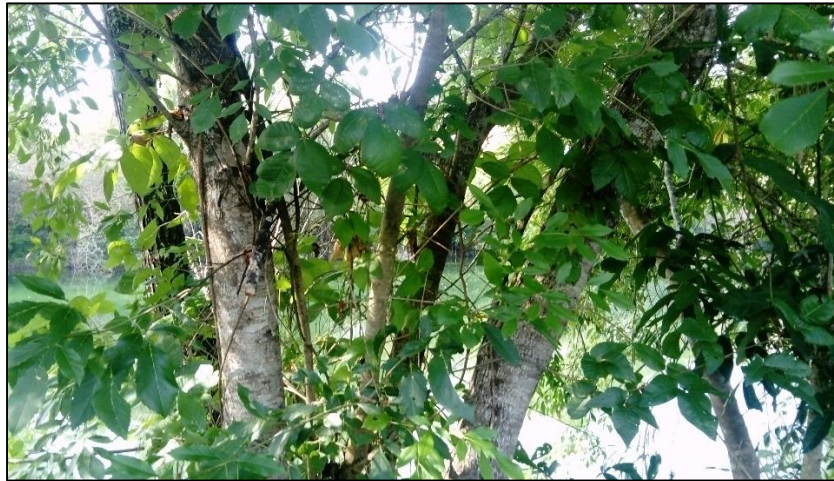
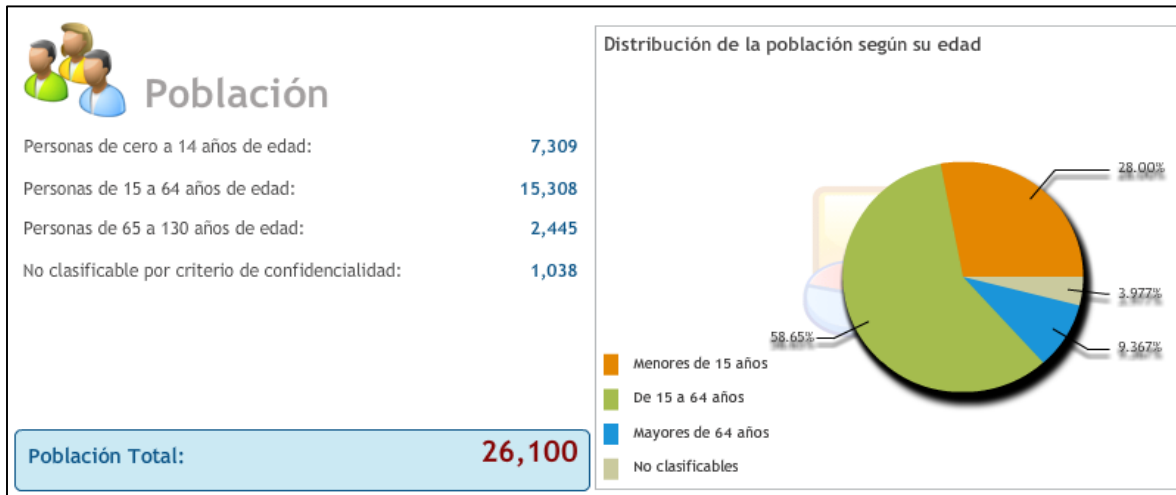


Figura 3.12. Selva perennifolia en la subcuenca Río Gallinas.

### 3.1.5. Población.

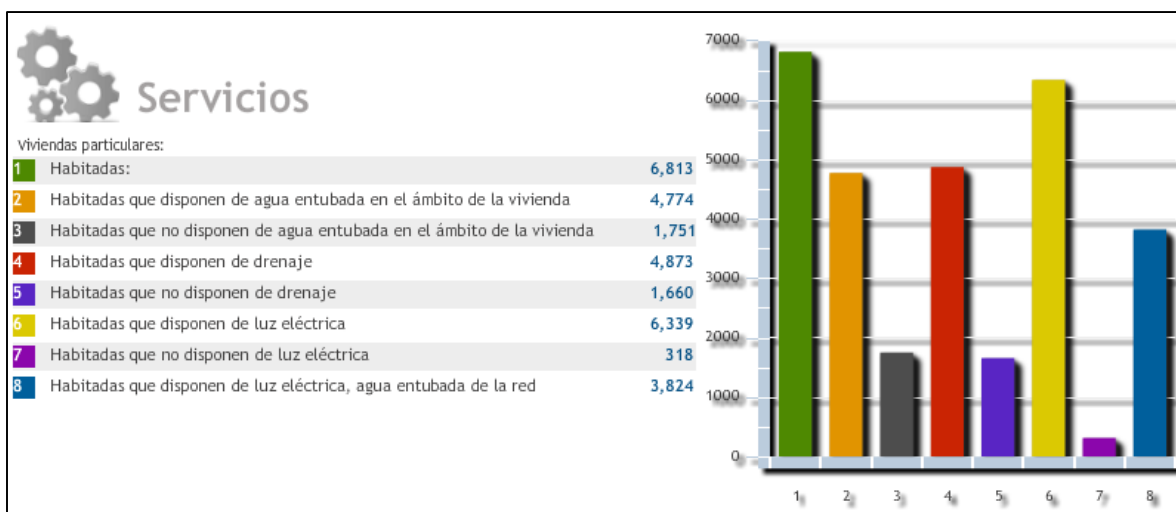
La población en la subcuenca Río Gallinas comprende un total de 26,100 personas en la **Figura 3.13** se observa la distribución según la edad. En la zona se localizan 8,796 viviendas.



**Figura 3.13. Distribución de población en la subcuenca Río Gallinas.**  
Fuente: SIATL, 2019.

### 3.1.6. Servicios.

En la **Figura 3.14** se observa los servicios con los cuales disponen algunas de las viviendas.



**Figura 3.14. Distribución de población en la subcuenca Río Gallinas.**



Generalmente las viviendas que no cuentan con sistemas de agua entubada, por tal razón los pobladores se dirigen al río Gallinas y captan el agua directamente del cuerpo de agua a través de motobombas que conducen la misma hacia tanques de 1000 L (Figura 3.15).



**Figura 3.15. Sistema de captación de agua para consumo humano en zonas Rurales.**

Para fines de este estudio se tomaron en cuenta las poblaciones más representativas (tipo urbana) y aledañas al tramo del cauce principal seleccionado. Entre las que se encuentran las localidades del municipio de Tamasopo con 4326 habitantes para la localidad de Tamasopo, Agua Buena con 3753 habitantes, Tambaca con 3550 habitantes, El Saucillo con 411 habitantes y El Carpintero con 348 habitantes. Tamasopo, Agua Buena y Tambaca son consideradas como urbes, por lo tanto, son las que aportan la mayor cantidad de aguas residuales.

Otra de las localidades que se encuentran cercanas al río Gallinas es Rascón considerada como urbe ya que cuenta con una población de 2469 habitantes, dicha población hace parte al Municipio de Ciudad Valles (INAFED, s.f.), finalmente esta la población El Jabalí con una población de 626 habitantes y pertenece al municipio de Aquismón.

Cabe señalar, que las poblaciones rurales como El Saucillo, Carpintero y Jabalí no cuentan con sistemas de drenaje, su medio para disponer los desechos fisiológicos es a través de fosas sépticas (**Figura 3.16**).



**Figura 3.16. Localidad El Jabalí, fosa séptica a orillas del río Gallinas.**

Por su parte las poblaciones urbanas como Agua Buena, Tamasopo y Rascón si cuentan con drenaje y plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR).

Algunas de las plantas de tratamiento de aguas residuales construidas y registradas en CONAGUA que se encuentran dentro del área de estudio son:

- **Planta de aguas residuales de la localidad de Agua Buena.** Ubicada en las coordenadas latitud  $99^{\circ}23' 1.63''$  O y longitud  $21^{\circ}58'10.66''$  N, el tipo de tratamiento es anaerobio más humedal, el cuerpo de agua receptor es el río Tamasopo, finalmente el caudal promedio de descarga es de  $297.5 \text{ m}^3/\text{día}$ .

Sin embargo, hay aguas residuales que llegan directamente a los arroyos, convirtiendo los mismos en colectores de aguas residuales, que evidentemente están siendo contaminados (Tabla 3.2 y Figura 3.17).

**Tabla 3.2. Ubicación descarga de aguas residuales de la delegación Agua Buena.**  
**DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES LOCALIDAD DE AGUA BUENA**

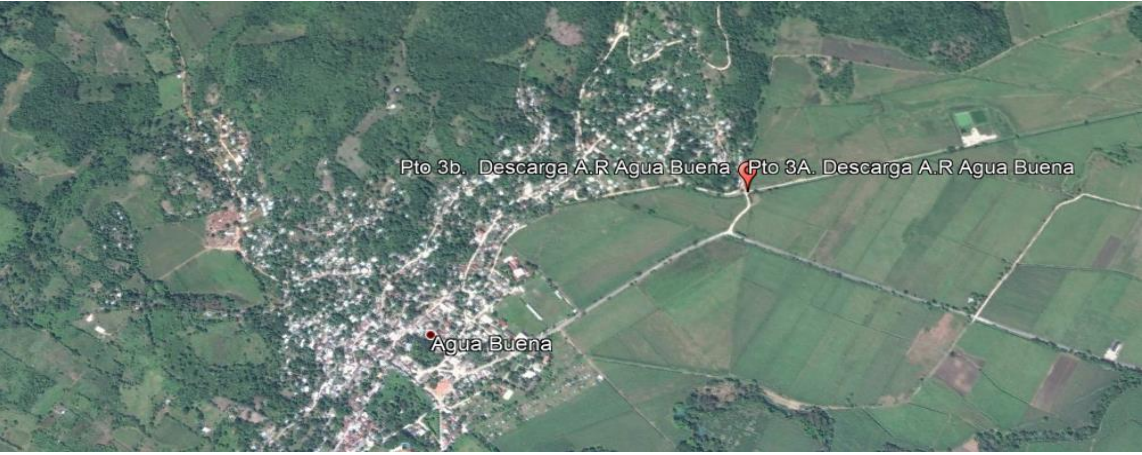
			
Fuente: Google Earth, 2018.			
<b>Coordenadas</b>	N 21°57.930'	W 099°23.307'	Altura: 1911 m
<b>Características</b>	Como se observa en la figura 17 el desagüe del colector de aguas negras desemboca directamente en un arroyo receptor que posteriormente se conecta al río Tamasopo, se observa además claramente que hay presencia de residuos sólidos en el desagüe y una coloración representativa.		



Figura 3.17. Aguas residuales provenientes de la localidad de Agua Buena.

- **Planta de aguas residuales (PTAR) de la localidad de Tamasopo.** Ubicada en las coordenadas latitud  $99^{\circ}23'1.63''\text{O}$  y longitud  $21^{\circ}58'10.66''\text{N}$ , el tratamiento se realiza por medio de lagunas y el cuerpo de agua receptor es el río Tamasopo.

Enseguida se muestra una ficha producto de la visita de reconocimiento del área mencionada.



Figura 3.18. Caseta de bombeo aguas residuales localidad de Tamasopo.

**Tabla 3.3. Ubicación arroyo receptor de las aguas residuales en Tamasopo.  
ARROYO RECEPTOR DE AGUAS RESIDUALES DE TAMASOPO**



Fuente: Google Earth, 2018.

<b>Coordenadas</b>	N 21°55.747'	W 099°23.500'	Altura: 1916 m
<b>Características</b>	Caseta de bombeo de las aguas residuales que se dirigen a la PTAR del municipio de Tamasopo.		



**Figura 3.19. Planta de tratamiento de aguas residuales de la localidad de Tamasopo.**

**Tabla 3.4. Ubicación planta de tratamiento de aguas residuales en Tamasopo.**  
**PLANTA DE TRATAMIENTO AGUAS RESIDUALES LOCALIDAD DE TAMASOPO**



Fuente: Google Earth, 2018.

<b>Coordenadas</b>	N 21°55.929'	W 099°23.232'	Altura: 1913 m
<b>Características</b>	En el municipio de Tamasopo se encuentra una planta de tratamiento de aguas residuales la cual actualmente no se encuentra funcionando, como se puede observar en las fotografías las aguas residuales son recolectadas en las instalaciones de la planta mas no reciben ningún tipo de tratamiento de ahí que las aguas son vertidas directamente al río Tamasopo.		

- **Planta de aguas residuales de la localidad de Tambaca.** localizada en las coordenadas latitud 99°17'28.93"O y longitud 21°58'3.35" N, cuenta con un tratamiento anaerobio más humedal, actualmente esta construcción.

En la **Figura 3.20** se observa el estado en el que se encontró las descargas de aguas residuales en esta localidad. La **Tabla 3.5** describe el lugar donde fueron localizadas.

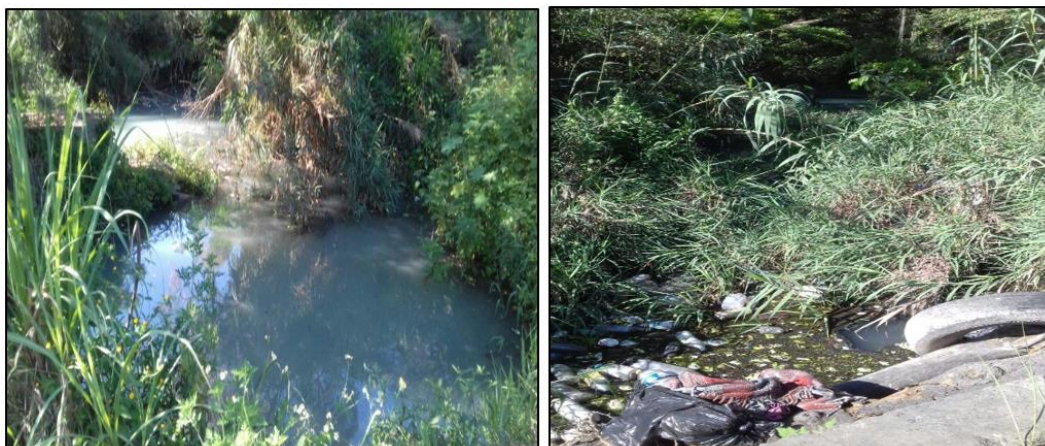


Figura 3.20. Aguas residuales delegación de Tambaca

Tabla 3.5. Ubicación de descarga de aguas residuales de localidad de Tambaca.

DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES DELEGACIÓN DE TAMBACA			
Fuente: Google Earth, 2018.			
DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES DELEGACIÓN DE TAMBACA			
<b>Coordenadas desagüe</b>	N 21°58.033'	W 099°17.449'	Altura:1868 m
<b>Características</b>	En la delegación de Tambaca se observó aguas residuales estancadas las cuales presentaban coloración y mal olor, además se encuentra aledaño residuos sólidos de gran tamaño como llantas de carro y recipientes plásticos que obstruyen el flujo de las aguas.		

- **Ingenio Alianza Popular.** Aporta aguas industriales al río Tamasopo con un caudal de descarga de 4,166.67 m<sup>3</sup>/día y un caudal promedio de descarga de 750,000.00 m<sup>3</sup>/año, la planta de tratamiento del ingenio cuenta con un proceso de floculación, sedimentación, aireación y alcalinizado, se ubica entre las coordenadas latitud norte 21°58'11" y longitud oeste 99°17'14".

La **Tabla 3.6** presenta la ubicación en donde fue encontrada una planta de tratamiento de aguas residuales del ingenio Alianza Popular que aún se encuentra en construcción. En la **Figura 3.21** también se puede apreciar imágenes que evidencian lo descrito.

**Tabla 3.6. Ubicación segunda PTAR del Ingenio Alianza Popular.**

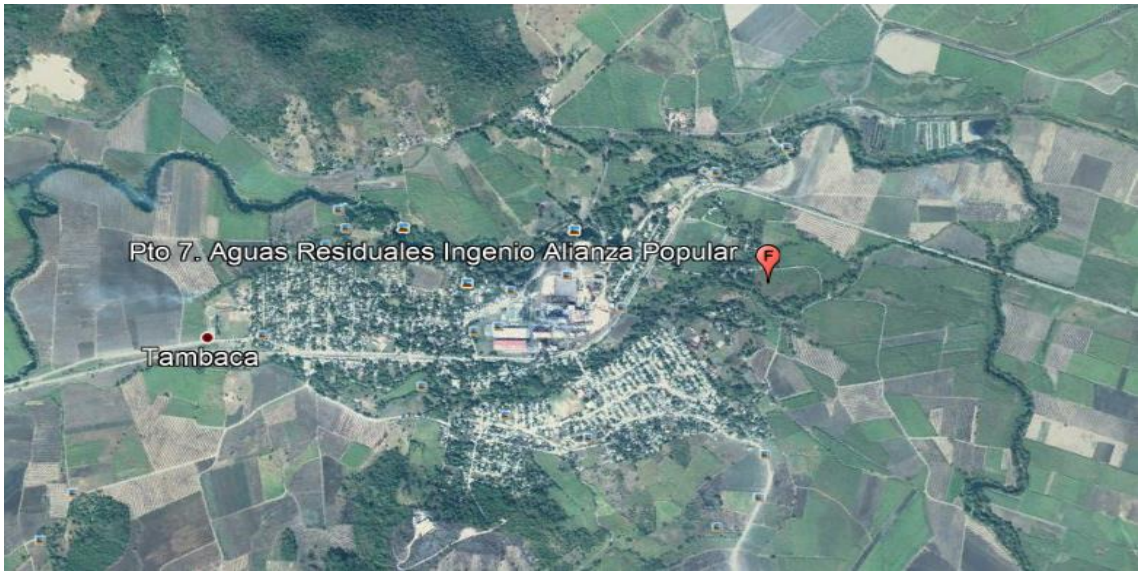
PLANTA DE AGUAS RESIDUALES INGENIO DE AZÚCAR ALIANZA POPULAR			
			
Fuente: Google Earth, 2018.			
<b>Coordenadas puente</b>	N 21°58.009'	W 099°17.576'	Altura: 1873 m
<b>Características</b>	El Ingenio Alianza Popular cuenta con dos plantas de tratamiento de aguas residuales de las cuales solo una se encuentra en funcionamiento y la otra está en construcción.		





Figura 3.21. Segunda PTAR ingenio Alianza Popular, en construcción.

En la **Figura 3.22** se muestra la PTAR del ingenio Alianza Popular, en donde se está descargando el agua residual actualmente y a lado derecho una fotografía en donde se aprecia las aguas negras que desecha el ingenio.



Figura 3.22. PTAR ingenio Alianza Popular. Fuente Google Earth, 2019.

- **Planta de aguas residuales de la localidad de Rascón.** Aún no se encuentra registrada en CONAGUA, además no está en funcionamiento hasta el momento. En la **Figura 3.23** se observan imágenes de la PTAR.




Figura 3.23. Planta de tratamiento de aguas residuales localidad Rascón.

### 3.1.7. Económico.

En la zona las actividades productivas son: la ganadería, la agricultura, la pesca, el comercio y el turismo (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Aspectos económicos en la subcuenca Río Gallinas.

Actividades productivas	Descripción
<p style="text-align: center;">Ganadería</p> 	<p>Se identificó presencia de ganado bovino, el cual es explotado principalmente para obtener carne y leche.</p>

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

Actividades productivas	Descripción
<p data-bbox="451 285 578 310">Agricultura</p> 	<p data-bbox="854 453 1380 478">El cultivo predominante es la caña de azúcar.</p>
<p data-bbox="477 669 552 695">Pesca</p> 	<p data-bbox="854 858 1380 947">Las características que posee el río Gallinas son aptas para el desarrollo de peces como la Tilapia de río.</p>
<p data-bbox="396 1157 633 1182">Comercio y Turismo</p> 	<p data-bbox="854 1283 1380 1528">En la zona también se desarrollan actividades turísticas, donde el río Gallinas atrae a los turistas por la belleza paisajística en sus parajes, convirtiendo dicha actividad como una fuente de sustento para varias familias. Puesto que permite el comercio a través de la venta de alimentos e implementos acuáticos.</p>

### 3.2. Fase de campo.

Se recolectaron datos a partir del mes de enero hasta el mes de septiembre, abarcando de esta manera las dos épocas (secas y lluvias) que se van a considerar en la aplicación del modelo EFDC Explorer para poder determinar las diferencias existentes.

#### 3.2.1. Campaña de mediciones batimétricas.

“La palabra batimetría proviene de las raíces, bottom, fondo y metria, metron, medida. Por lo tanto se refiere a la medida de las profundidades” (INEGI, 2008). Por su parte Cendhoc (citado por Romero 2007), describe que la batimetría es la técnica asociada a la obtención de valores de la profundidad de los cuerpos de agua, la cual puede ser de tipo marina, lacustre o fluvial. Según el IDEAM (2014), una batimetría es el levantamiento topográfico del relieve de superficies del terreno cubierto por el agua, sea el fondo del mar, lagos, embalses, humedales, etc. es decir la cartografía de los fondos de los diferentes cuerpos de agua. Adicionalmente la batimetría ofrece información amplia que sirve como insumo indispensable para aplicar software de modelación hidrodinámica

La batimetría se hace con la finalidad de determinar las coordenadas X, Y, Z de los puntos del fondo. Hasta hace poco los trabajos para esta actividad se dividían en dos partes, separando la metodología de obtención de los datos en planimetría de la altimetría. En donde se medía la horizontal y la profundidad por separado, actualmente se cuenta con la metodología GPS que hace posible unir ambas tareas. Existen diferentes métodos topográficos en batimetría entre los que están: el método de posicionamiento planímetro, altimétrico y 3D. Para este estudio se utilizó el método altimétrico el cual consiste en determinar la cota de los puntos midiendo la distancia vertical existente entre la superficie del agua y el punto en el fondo (Celada, 1999).

Godoy (2005), describe que el sistema acústico como haz es la técnica más usada para la medida de la profundidad en proyectos de navegación de ríos y de puertos.

Para las mediciones batimétricas de la presente investigación se tomó como referencia la metodología descrita por Godoy (2015), en donde se empleó el método del sistema acústico.

El principio que usa el instrumento de medición se denomina Sound Navigation and Ranging (SONAR), el cual graba la información de transmisiones debajo del agua. Su método fundamental consiste en registrar el tiempo que transcurre entre la emisión de un pulso sonoro desde la embarcación y su recepción de nuevo, después de haber reflejado en el fondo (**Figura 3.24**).

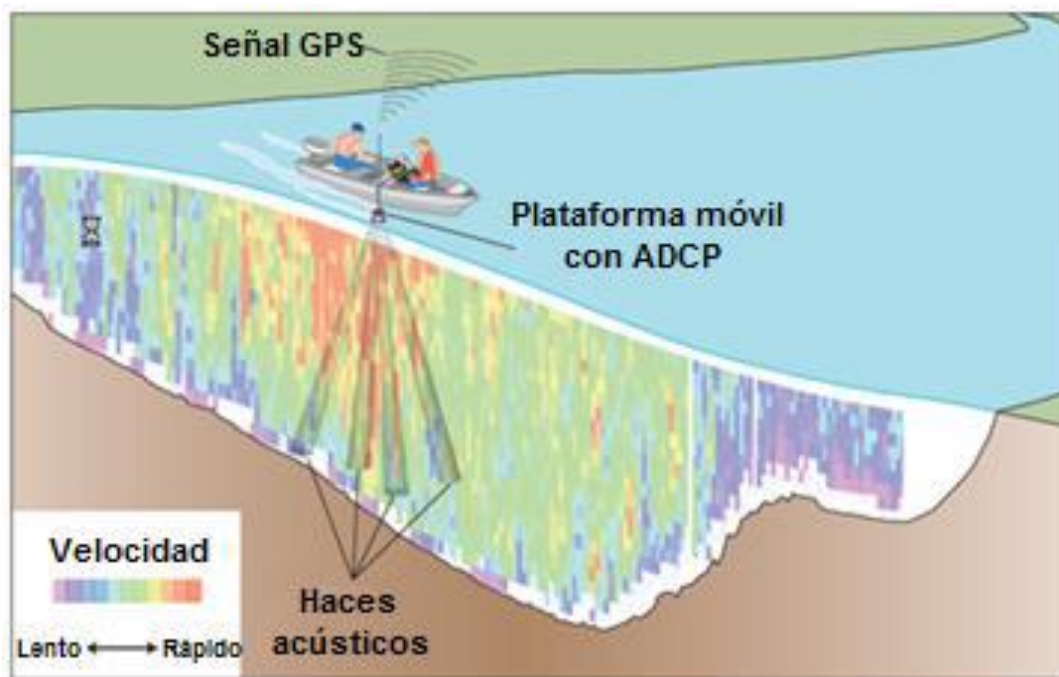
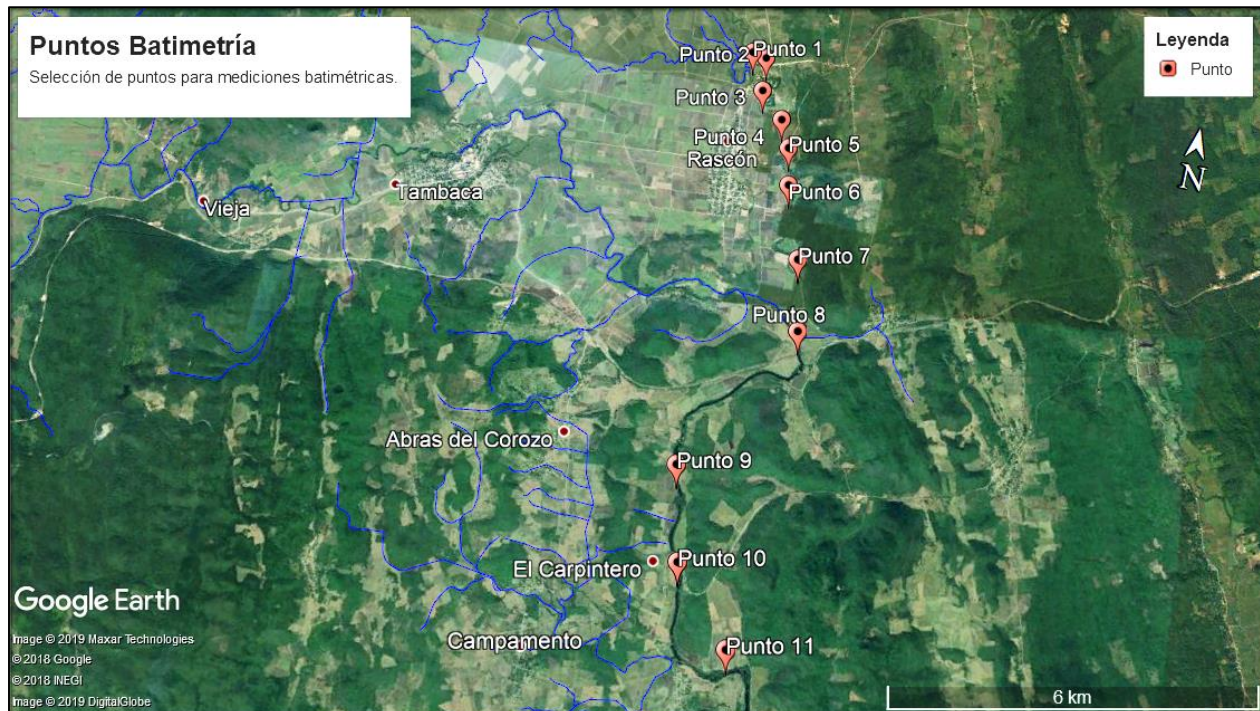


Figura 3.24. Medida de la profundidad acústica. Fuente: Tarrab (2013)

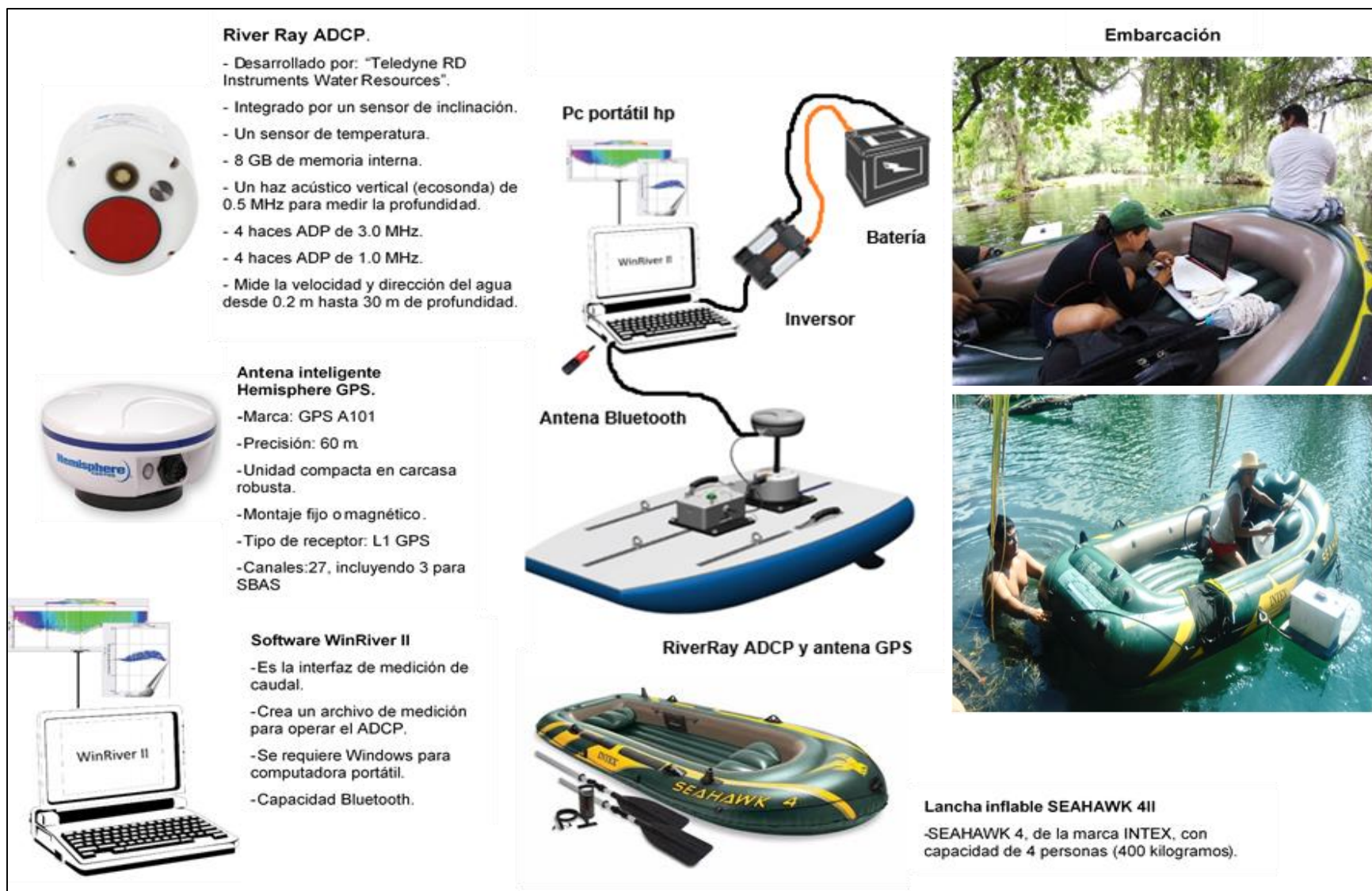
### 3.2.1.1. Planificación preliminar para el levantamiento de información batimétrica.

Se determinaron 11 puntos (**Figura 3.25**) para las respectivas mediciones, teniendo en cuenta la sinuosidad del río y las cascadas presentes ya que dichas características dificultan la navegación continua a lo largo del río.



**Figura 3.25. Selección de puntos para batimetría (PB) en Google Earth.**

En la **Figura 3.26** se esquematiza los equipos necesarios para la medición de profundidades en el río Gallinas.



**Figura 3.26. Esquema de integración de equipos para medición de batimetría**

### 3.2.1.2. Visita de campo preliminar.

Se realizó una visita preliminar para reconocimiento de los accesos al río, como se observa en la **Figura 3.27**, con el objeto de asegurar el ingreso a los puntos previstos (observar que no haya matorrales, árboles, piedras y/o alturas considerables que obstaculizan el paso). En seguida se georreferenció los nuevos puntos de ingreso, para lograr una campaña de medición más eficiente.



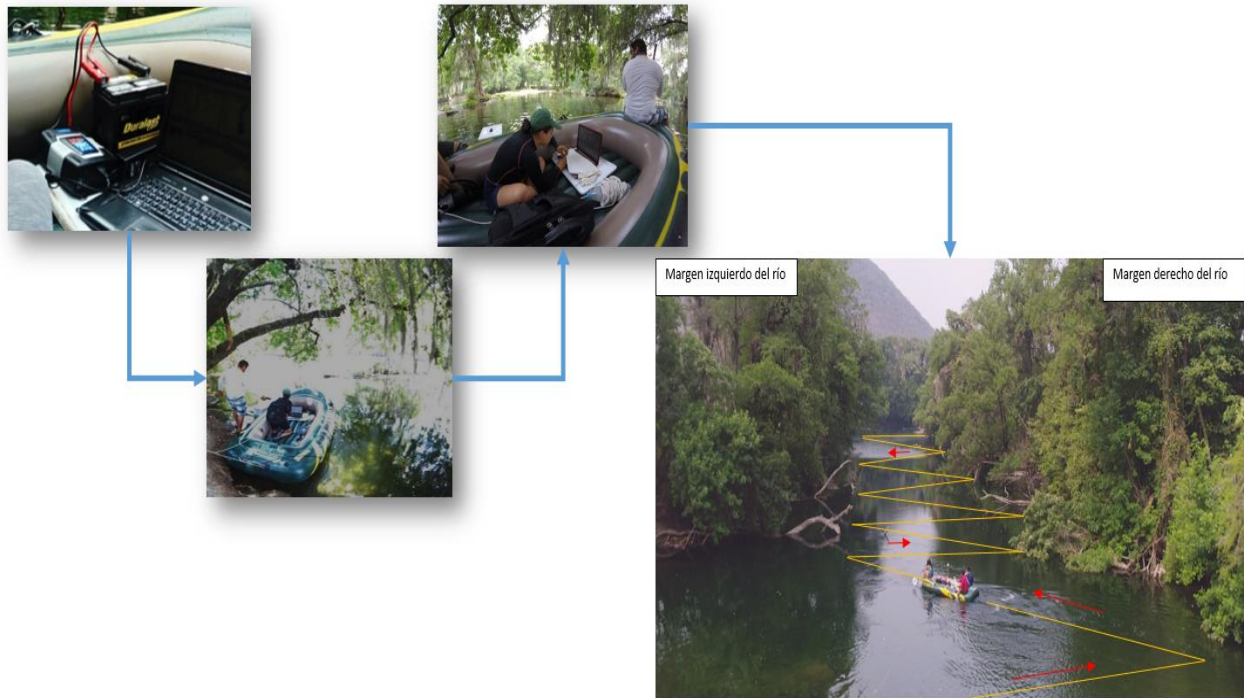
**Figura 3.27. Reconocimiento en campo de los puntos de medición batimétrica seleccionados en gabinete.**

### 3.2.1.3. Posicionamiento en campo para levantamiento de información batimétrica.

En la **Figura 3.28** se observa la metodología utilizada en campo para lograr el desarrollo de la actividad propuesta para la toma de datos batimétricos. Cada recorrido tomo un tiempo aproximado de 30 a 45 minutos, siguiendo la dirección del río en forma de zigzag, abarcando de esta manera las orillas del río y mayor cantidad de datos para generar más detalle en los resultados.



**Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.**



**Figura 3.28. Toma de datos de batimetría en el río Gallinas.**

La medición generó datos para X(longitud), Y(latitud) y Z(profundidad) (**Figura 3.29**).



**Figura 3.29. Levantamiento de información batimétrica sobre el río Gallinas.**

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

Cabe señalar que la presencia de cascadas y obstáculos (Figura 3.30) en el río impidieron una medición continua. Dicha situación se controló mediante la terminación e inicio de una nueva medición una vez superada la limitación (Figura 3.31).



Figura 3.30. Presencia de obstáculos en la navegación.



Figura 3.31. Reinicio de medición debido a la presencia de cascadas en el río Gallinas.

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

Los datos correspondientes a las áreas donde no se realizaron mediciones fueron interpolados por medio del modelo EFDC Explorer que dentro de su sistema también incorpora este proceso a partir de datos previamente observados.

La medición de los datos se efectuó a través del software WinRiver II (**Figura 3.32**), el cual es un programa de recolección de datos de descarga en tiempo real que permite crear un archivo de medición para operar el ADCP, a su vez comprueba los comandos y verifica si el ADCP está recibiendo los comandos (TELEDYNE 2018).

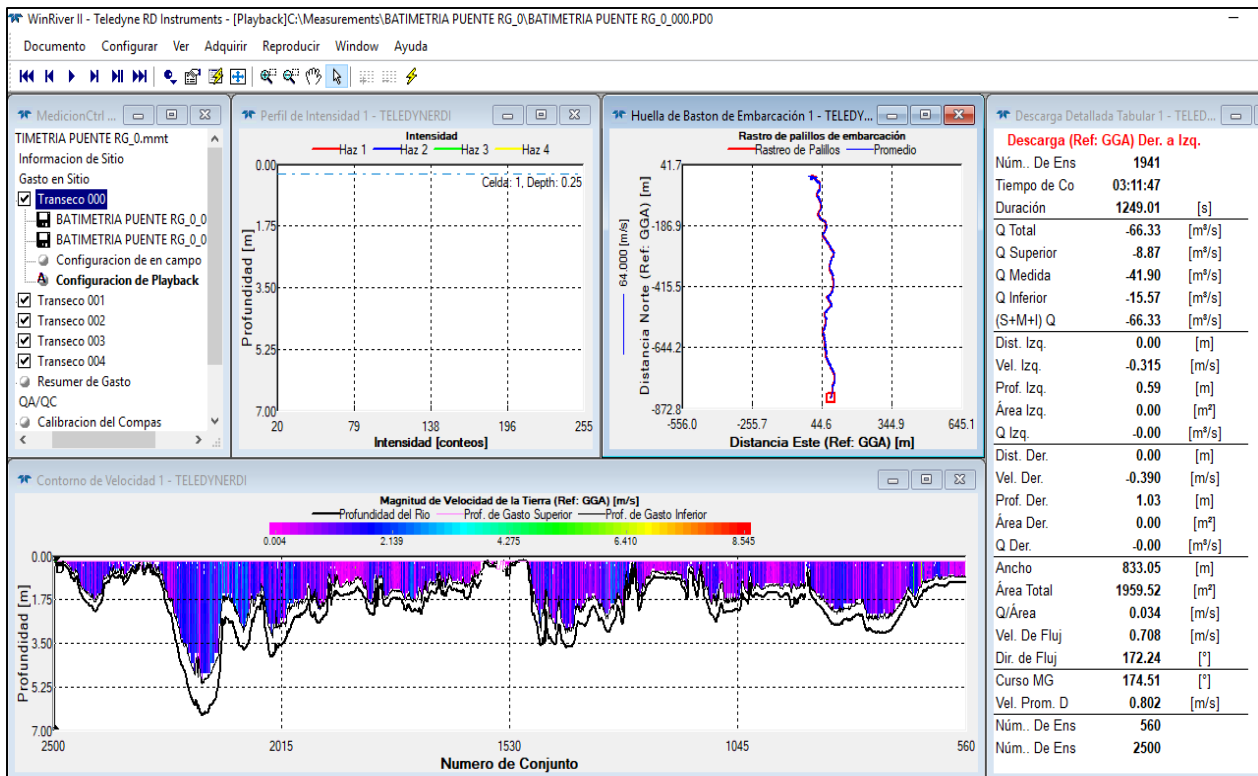
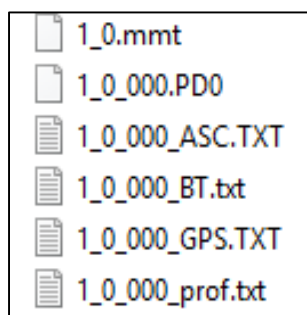


Figura 3.32. Captura de datos batimétricos en la interfaz WinRiver.

#### 3.2.1.4. Procesamiento de la información batimétrica recolectada en campo.

Los datos medidos fueron procesados primeramente en el software WinRiver II, en donde se reprocesaron los transectos para extraer los mismos a través de la opción salida ASCII, generando un archivo con extensión "TXT" con terminación ASC."TXT" para cada transecto.

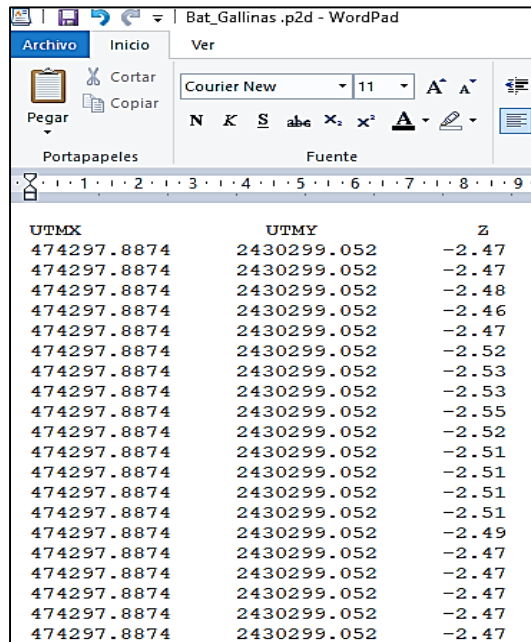
Posteriormente en el software Compaq Visual Fortran se copiaron los archivos generados, dicho software tiene una subrutina que permite convertir las coordenadas al sistema de coordenadas universal de Mercator (UTM), ya que de esa manera el software EFDC Explorer recibe los datos para generar la batimetría. Concluyendo en la obtención de dos archivos nuevos con extensión "TXT" con las terminaciones "BT\_txt" y "prof\_txt" (**Figura 3.33**).



**Figura 3.33. Formatos generados en el procesamiento de los datos medidos en campo.**

Con todo lo anterior, se obtuvieron los datos X (latitud), Y (longitud) y Z (profundidad), los valores de Z con signo negativo para representar la profundidad, considerando que la medida está por debajo del nivel de la lámina de agua superficial que para este caso se tomó como cero, finalmente los resultados fueron guardados en un archivo con extensión p2d. En la **Figura 3.34** se puede observar un ejemplo de los resultados.

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.



UTMX	UTM Y	Z
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.48
474297.8874	2430299.052	-2.46
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.52
474297.8874	2430299.052	-2.53
474297.8874	2430299.052	-2.53
474297.8874	2430299.052	-2.55
474297.8874	2430299.052	-2.52
474297.8874	2430299.052	-2.53
474297.8874	2430299.052	-2.53
474297.8874	2430299.052	-2.55
474297.8874	2430299.052	-2.52
474297.8874	2430299.052	-2.51
474297.8874	2430299.052	-2.51
474297.8874	2430299.052	-2.51
474297.8874	2430299.052	-2.51
474297.8874	2430299.052	-2.49
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.47
474297.8874	2430299.052	-2.47

Figura 3.34. Datos de batimetría procesados.

### 3.2.2. Campaña de monitoreo de caudales y parámetros *in situ* de calidad del agua.

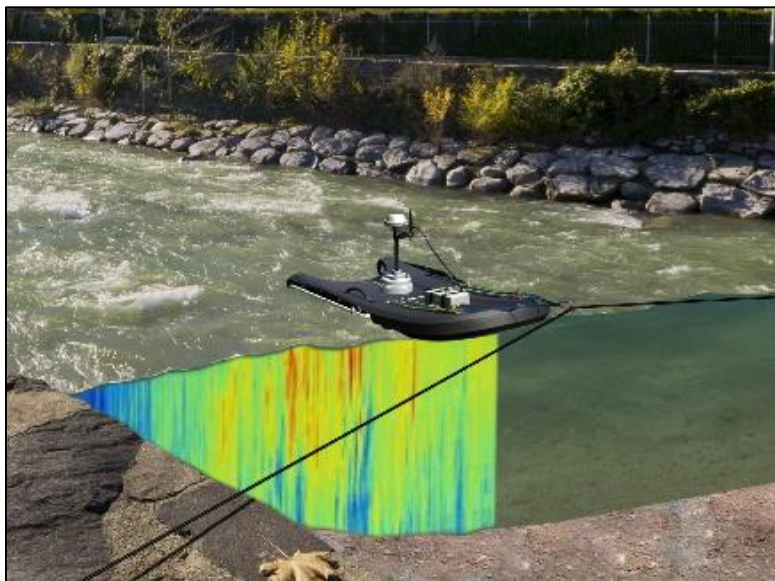
En esta etapa se recolectaron datos de caudales y parámetros *in situ* de calidad del agua en un punto de monitoreo, las mediciones se hicieron a cada hora en un intervalo de tiempo de 8 horas para un total de 8 datos de caudales y variables de calidad del agua como pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura.

#### 3.2.2.1. Monitoreo de caudales mediante Perfilador de Corriente Acústico Doppler (ADCP).

La actividad para la medición de caudales se realizó a través del equipo ADCP el cual “mide la velocidad del agua en tres dimensiones a lo largo de un perfil en una columna de agua, usando el principio físico llamado *cambio de frecuencia Doppler*, Las reflexiones del sonido en las partículas (materia suspendida como sedimentos, burbujas

o materia orgánica) transportadas en la columna de agua son usadas para determinar la velocidad del agua. La onda sonora emitida por el ADCP es reflejada por las partículas con un cambio de frecuencia Doppler (proporcional a la velocidad relativa entre el ADCP y las partículas)” (Tarrab , 2013).

Tarrab, (2013), menciona dos metodologías para medir caudales con ADCP, una a través de plataformas estacionarias y la segunda desde plataformas móviles (**Figura 3.35**). Para fines de este estudio se adoptó el ultimo método mencionado, el cual consiste en hacer múltiples cruces sobre una sección transversal en el río. Las plataformas móviles normalmente utilizadas son embarcaciones con personal a bordo o plataformas comandadas por medio de cuerdas ya sea desde puentes o desde las orillas del cuerpo de agua. Comúnmente se realizan 4 transectos o más para hacer un promedio de los datos.



**Figura 3.35. Medición de caudales con ADCP utilizando plataformas móviles.**

**Fuente: AproTec (2019)**

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

Un transecto se refiere a una serie de repetidos perfiles verticales conseguidos a lo largo de la sección transversal. A medida que el ADCP se mueve de una orilla del río a otra, reporta datos de profundidad, velocidad de la embarcación, posición, etc. Arrojando un estimado del caudal (Tarrab , 2013).

En la **Figura 3.36** se esquematiza los equipos necesarios para la medición de caudales en el río Gallinas.

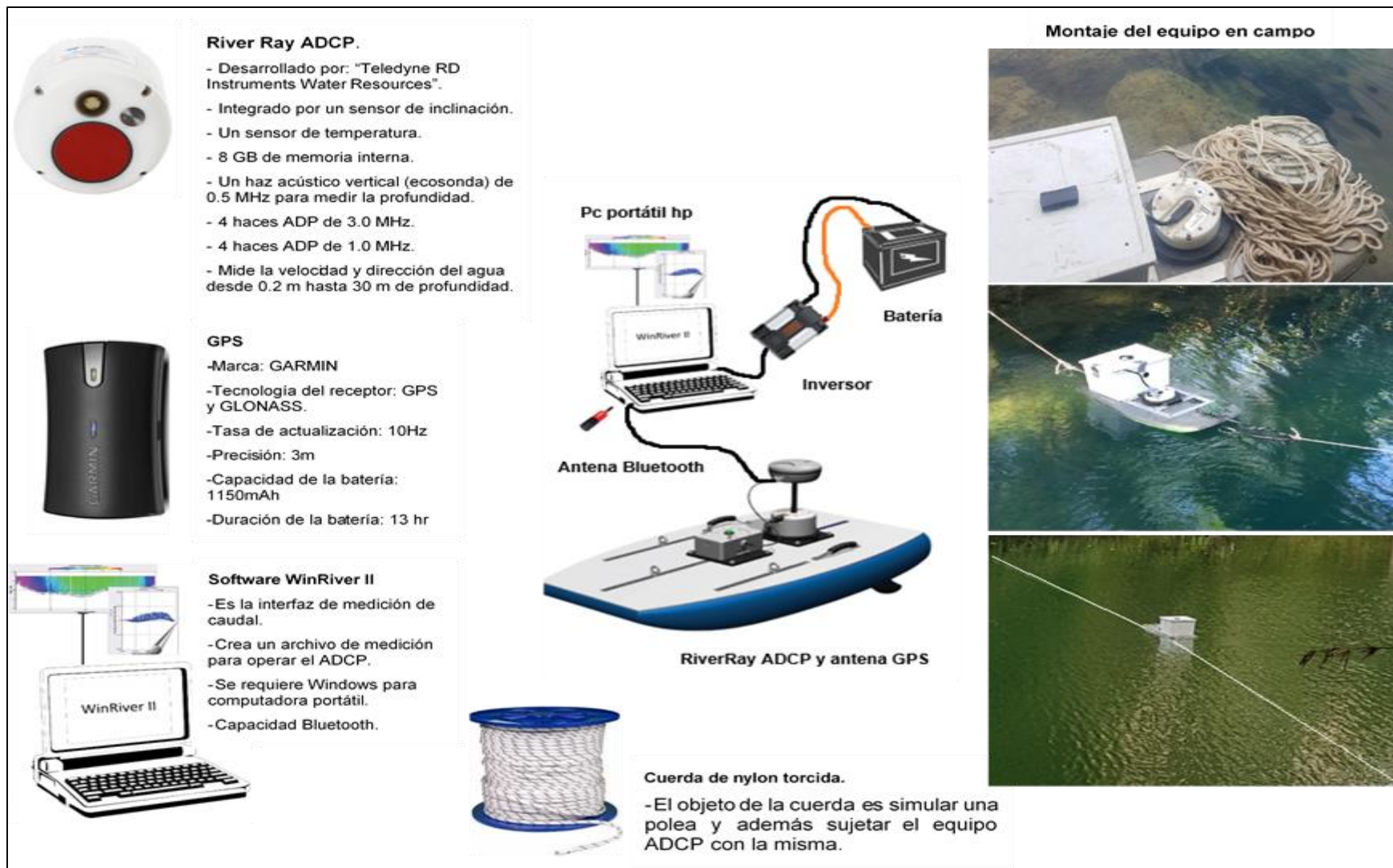
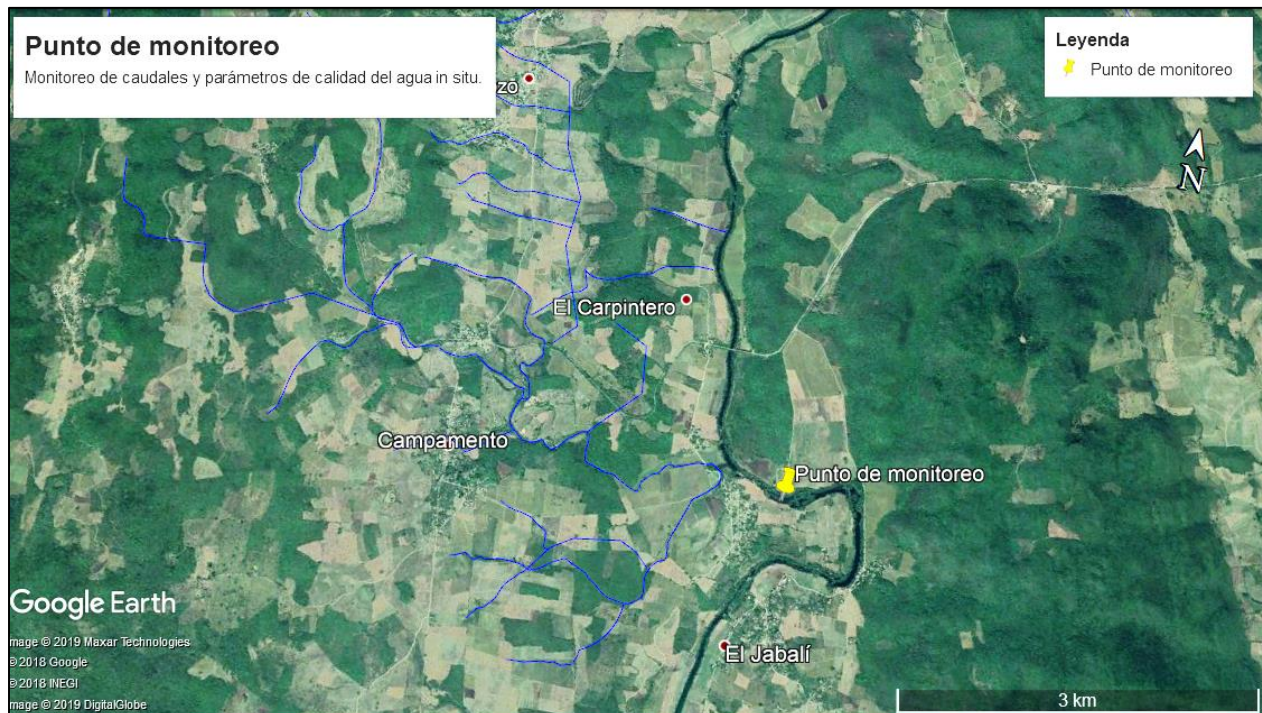


Figura 3.36. Esquema de integración de equipos para medición de caudales.



### 3.2.2.1.1. Planificación preliminar para el monitoreo de caudales.

Se seleccionó un punto estratégico de fácil acceso y que además fuera un área homogénea, es decir que no haya sinuosidades ni obstáculos, en otras palabras, que la sección transversal sea lo más recta posible (**Figura 3.37**).



**Figura 3.37.** Punto de monitoreo de caudales y parámetros de calidad del agua *in situ*.

### 3.2.2.1.2. Posicionamiento en campo para monitoreo de caudales.

Una vez seleccionado el lugar para las mediciones respectivas se alistaron todos los equipos para ejecutar la actividad planificada. Cabe destacar que para la optimización de tiempos se implementó una polea a través del río, haciendo uso de cuerdas de nylon y árboles que se encontraban en la zona, el equipo ADCP fue sujetado a las cuerdas para ser operado (**Figura 3.38**).



**Figura 3.38. Medición de caudales en punto de monitoreo.**

La primera medición se programó a las 8:00 am hasta las 4:00 pm, por cada hora se efectuaron dos mediciones, cada una de ida y regreso para un total de 4 caudales por hora a fin de promediar los datos. Nuevamente para la recolección de los datos se hizo uso del software WinRiver II.



Figura 3.39. Uso del software WinRiver II para determinar caudales.

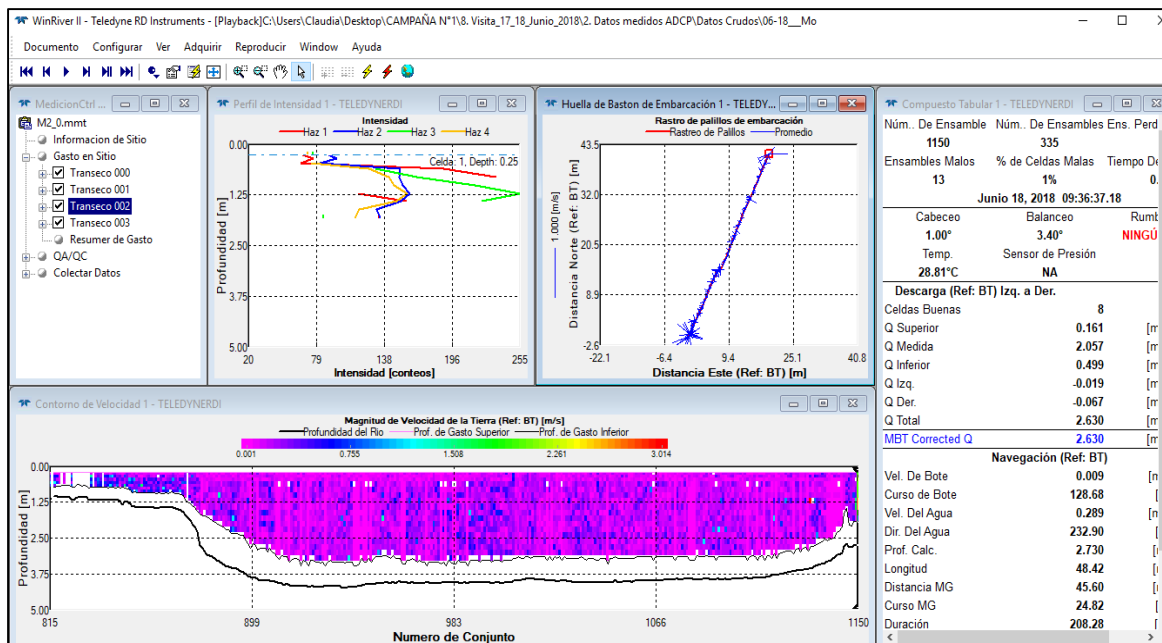


Figura 3.40. Interfaz software WinRiver II, medición en sección transversal.

### 3.2.2.1.3. Procesamiento de la información monitoreo de caudales.

En seguida se presenta los resultados de los caudales medidos en el punto de monitoreo, obtenidos a través del promedio de datos para cada transecto.

**Tabla 3.8. Resultados de los caudales medidos durante el monitoreo.**

Punto	Lugar	Hora	Caudal (m <sup>3</sup> /s)
1	Monitoreo	08:03	2.835
2	Monitoreo	09:28	2.833
3	Monitoreo	10:20	2.971
4	Monitoreo	11:15	2.739
5	Monitoreo	12:10	2.341
6	Monitoreo	13:10	2.132
7	Monitoreo	14:20	2.529
8	Monitoreo	15:35	3.342

### 3.2.2.2. Monitoreo de parámetros de calidad del agua *in situ*.

El monitoreo de parámetros *in situ* de calidad del agua se realizó con el fin de representar con certeza algunas de las características del agua en tiempo y espacio, puesto que hay algunos parámetros que por sus características o inestabilidad deben medirse inmediatamente o es recomendable su medición en campo (IPROMA, 2016). En este estudio se midieron las siguientes variables; pH, temperatura del agua, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.

Para la obtención de los datos de calidad del agua se requirió de los equipos Conductronic Ox25 (medidor de oxígeno disuelto y temperatura) y HACH HQD (medidor de pH, temperatura y conductividad eléctrica). En la **Figura 3.41** se esquematiza los equipos necesarios para la medición de parámetros de calidad del agua *in situ* en el río Gallinas.



Figura 3.41. Esquema de integración de equipos para medición de parámetros de calidad del agua *in situ*.

### **3.2.2.2.1. Planificación preliminar para el monitoreo de parámetros de calidad del agua *in situ*.**

El punto de monitoreo correspondió de igual manera al punto en donde se midieron los caudales (**Figura 3.37**).

### **3.2.2.2.2. Posicionamiento en campo para monitoreo de parámetros de calidad del agua *in situ*.**

Las mediciones de estos parámetros se efectuaron a cada hora iniciando a las 8:00 am hasta las 4:00 pm, para un total de 8 datos. Los electrodos de los dispositivos se introdujeron directamente en el cuerpo de agua en un punto central de la sección transversal seleccionada, para lo cual fue necesario hacer uso de una lancha inflable. Finalmente, los datos fueron registrados en la ficha de campo.

Cabe destacar que los equipos HACH HQD y Conductronic OX25 fueron sometidos a verificación antes de las respectivas mediciones a través de soluciones de referencia como controles de calidad analítica, a fin de confirmar el buen funcionamiento de los equipos y la exactitud en la lectura de las variables (**Figura 3.42**).

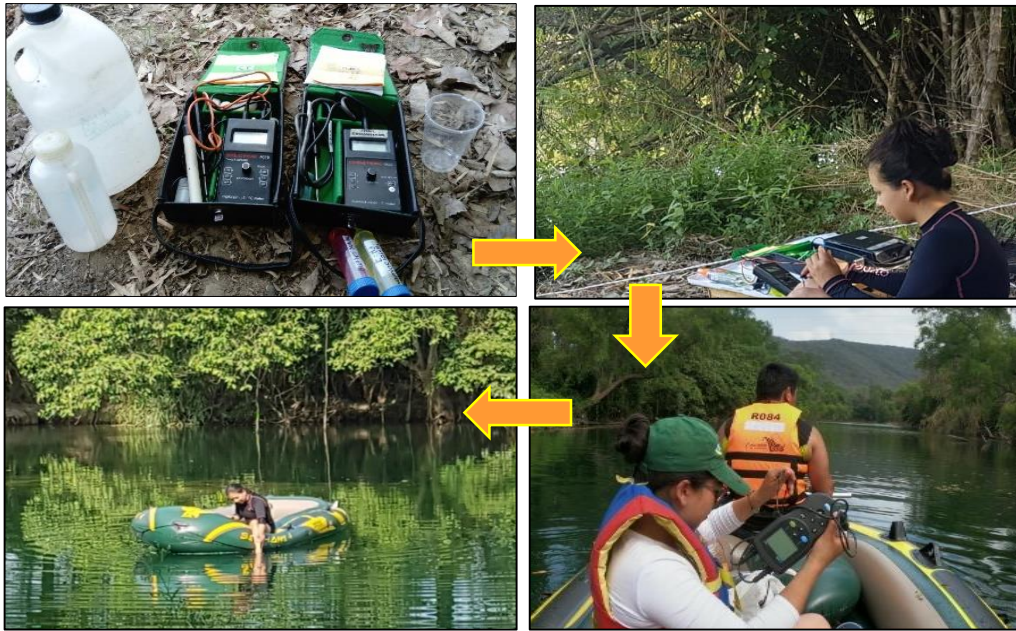


Figura 3.42. Calibración de equipos y medición parámetros *in situ*.

### 3.2.2.2.3. Datos recolectados de parámetros de calidad del agua *in situ*.

Los datos fueron registrados en la ficha de campo, en la **Tabla 3.9** se observan los resultados.

**Tabla 3.9. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos *in situ*.**

HORA	PARÁMETROS MEDIDOS			
	OD (mg/L)	CE ( $\mu$ s)	T ( $^{\circ}$ C)	pH (unidades de pH)
7:00 am	6.8	1390	28.3	7.5
8:00 am	6	1483	28.4	7.34
9:00 am	6.1	1373	28.7	7.34
10:00am	5.8	1503	29.2	7.36
11:00 am	5.9	1501	29.5	7.6
12:00 am	6	1517	29.5	7.62
13:00 pm	6.3	1562	30.3	7.45
14:00 pm	5.9	1561	30.4	7.48
15:00 pm	6.1	1618	30.7	7.83

### 3.2.3. Campaña de muestreo para análisis de calidad del agua.

“El objetivo de las tomas de muestras es la obtención de un material cuyo volumen sea lo suficientemente pequeño como para que pueda ser transportado con facilidad y manipulado en el laboratorio sin que por ello deje de representar con exactitud el material de donde procede” (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

**Medición de parámetros *in situ*.** Se midió parámetros *in situ* de caudal, pH, temperatura del agua, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.

**Medición de parámetros *ex situ*.** Se tomaron muestras para análisis de: demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), fosfatos ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) y Coliformes Fecales (C.F).

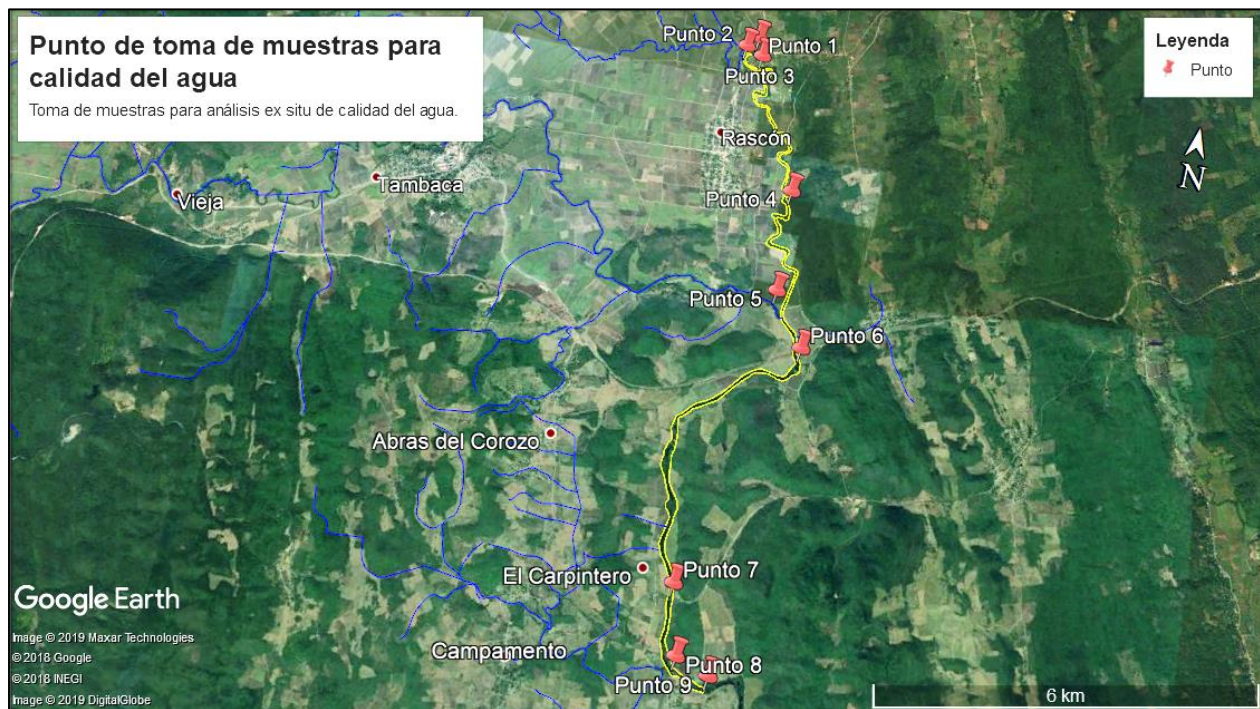
**Tipo de muestra campaña 1.** En la primera campaña se efectuó un muestreo compuesto los días 26, 27 y 28 de mayo, distribuidos en los siguientes horarios, 7:00 Am, 13:00 Pm y 18:00 Pm, con el objeto de observar si los parámetros *in situ* variaban a lo largo del día representativamente, a lo cual se encontró una variación normal que no repercute evidentemente, de ahí que para la siguiente campaña se desarrolló un muestreo simple.

**Tipo de muestra campaña 2.** Teniendo en cuenta los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales se decidió realizar un muestreo <<simple>>, que se refiere a un muestra tomada en un lugar y un momento determinados, es decir que sólo puede representar la composición de la fuente en ese momento y lugar (APHA, AWWA, WPCF, 1992). El muestreo se ejecutó en dos épocas del año secas (mayo) y lluvias (septiembre).



### 3.2.3.1. Planificación preliminar para la toma de muestras.

Los puntos de muestreo se definieron teniendo en cuenta el número de tributarios al cauce del río Gallinas, en base a lo anterior se estimaron 9 puntos localizados dentro de los 15 km de longitud seleccionados para esta investigación (**Figura 3.43**).



**Figura 3.43. Puntos de muestreo calidad del agua, río Gallinas.**

Previo al trabajo de campo se elaboró un plan de muestreo (**Apéndice**), teniendo en cuenta los descrito en la NMX-AA-121 (Guía para muestreo en ríos y corrientes). Que describe el diseño de un programa de muestreo. El plan incluyo, las coordenadas de localización, los materiales y métodos, como por ejemplo los recipientes para la toma de muestras, equipos para parámetros *in situ* (Conductronic Ox25 y HACH HQ40D), neveras, reactivos para la conservación de muestras (ácido sulfurico), hielo, bolsas esterilizadas para muestras de análisis microbiológico y demas materiales requeridos.

En la **Figura 3.44** se esquematiza los equipos necesarios para la toma de muestras necesarias para el análisis de los parámetros *ex situ*.



Figura 3.44. Esquema de integración de equipos para toma de muestras para el análisis de calidad del agua.

### 3.2.3.2. Visita de campo preliminar para verificación de ingresos a los puntos de muestreo.

Una vez seleccionados los puntos de muestreo para la toma de muestras, fue necesario realizar una visita de campo previa a la campaña de muestreo a fin de asegurar que los ingresos al río sean apropiados y evitar contratiempos en la actividad planificada.

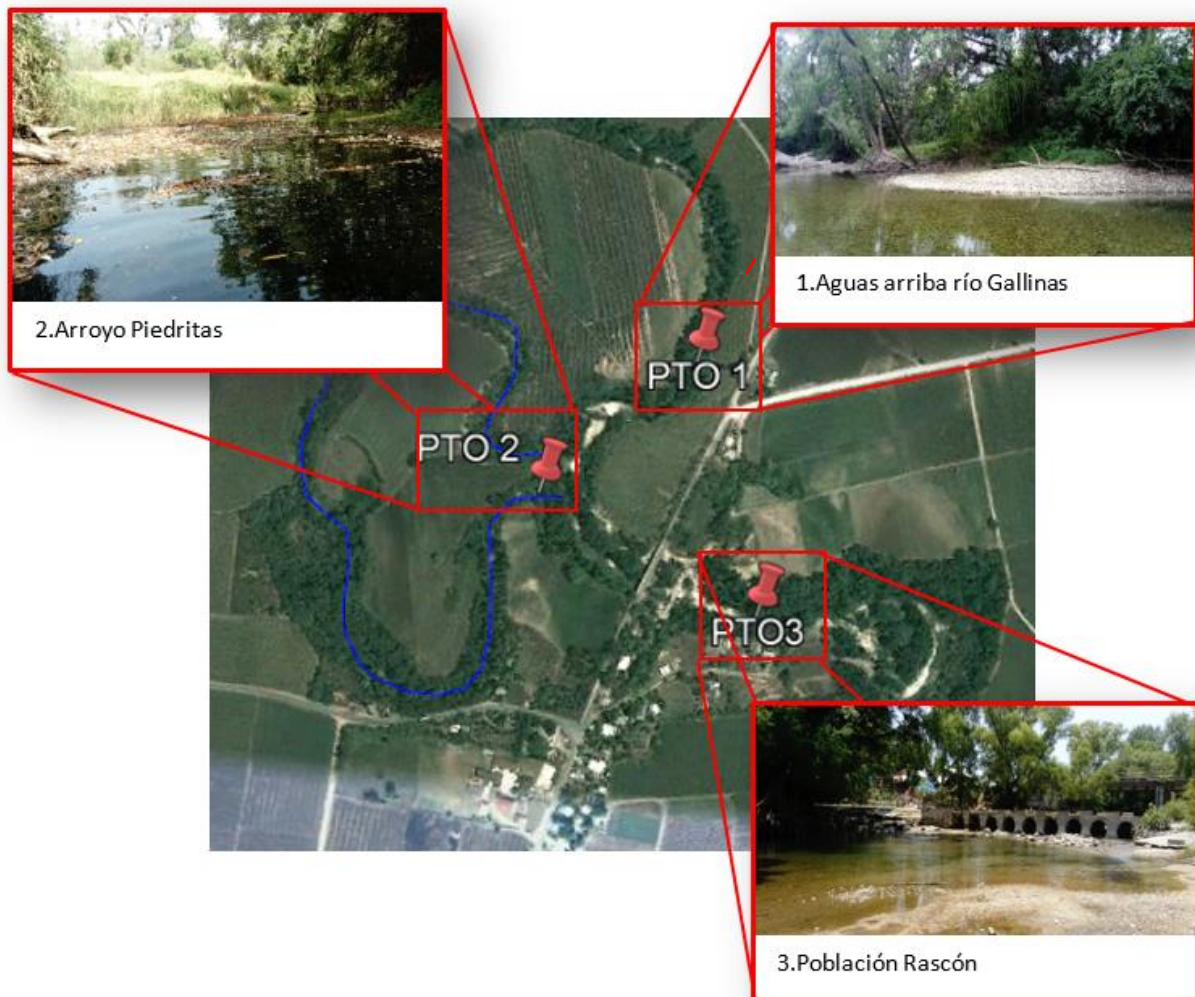


Figura 3. 45. Identificación puntos 1, 2 y 3 para muestras de calidad del agua.

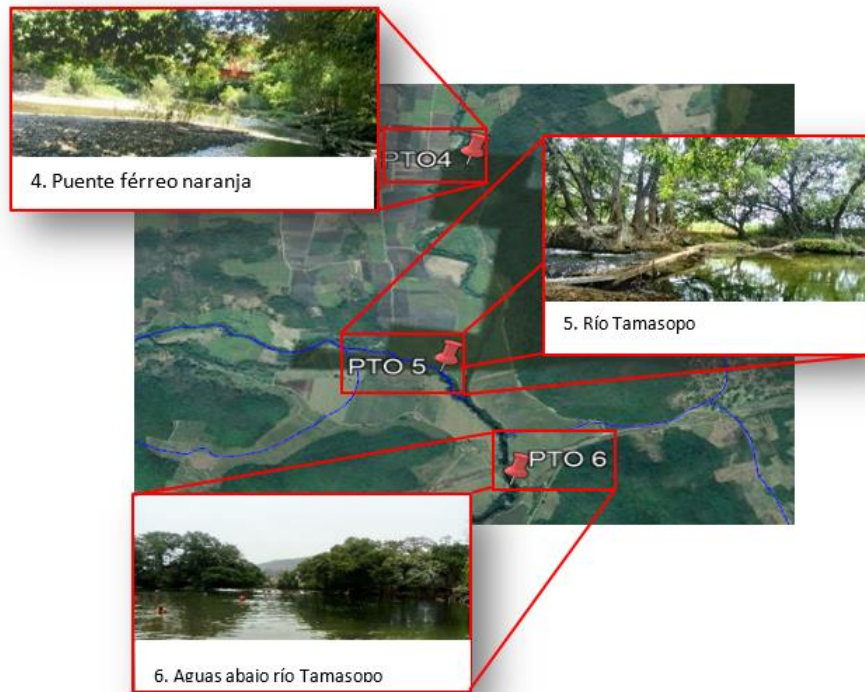


Figura 3.46. Identificación puntos 4, 5 y 6 para muestras de calidad del agua.

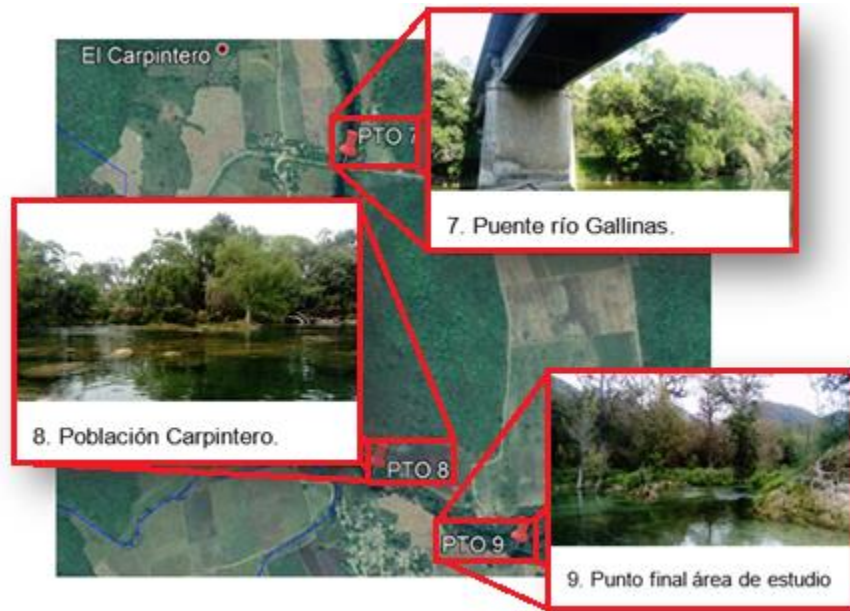


Figura 3.47. Identificación puntos 7, 8 y 9 para muestras de calidad del agua.

### 3.2.3.3. Posicionamiento en campo para toma de muestras.

El muestreo se inició a las 8:00 am hasta las 6:00 pm. Las especificaciones y recomendaciones para la correcta toma de las muestras se encuentran descritas al final del presente trabajo (**Apéndice**). **Figura 3.48.**



**Figura 3.48. Actividad de muestreo.**

### 3.2.3.4. Resultados de parámetros medidos en campo.

Las variables (OD, T, C.E Y pH) que fueron medidas en campo se registraron en la ficha de campo, a continuación se observan los resultados (**Tabla 3.10** y **Tabla 3.11**).

**Tabla 3.10. Parámetros *in situ* campaña de muestreo calidad del agua época seca (mes de mayo).**

DATOS MES DE MAYO				
Punto	pH	T (°C)	OD (mg/L)	CE (µm/cm)
1	7.52	28.3	6.7	1310
2	7.39	27.6	6.3	1376
3	7.51	29.3	6.1	1340
4	7.64	28.2	6.7	1345
5	8.14	28.3	7.0	2063
6	8.19	28.8	6.60	2068
7	7.8	28.6	6.10	1961
8	7.78	29	6.40	1962
9	7.72	29	6.6	1966

**Tabla 3.11. Parámetros *in situ* campaña de muestreo calidad del agua época lluviosa (mes de septiembre).**

DATOS MES DE SEPTIEMBRE				
Punto	pH	T (°C)	OD (mg/L)	CE (µm/cm)
1	6.99	26.4	7.3	986
2	7.12	26.4	7.1	1003
3	7.01	26.6	7.6	999
4	7.32	27.6	7.2	982
5	7.86	27.8	7.3	1244
6	7.69	28.1	7	1214
7	7.61	29.2	7.3	1215
8	7.63	31.3	7.5	1209
9	8.05	29.8	7.1	1207

### 3.3. Fase de laboratorio.

En la **Tabla 3.12** se describe los parámetros analizados en laboratorio, las unidades de medida y el método empleado, en la **Figura 3.49** se observa imágenes del procesamiento de las muestras para el respectivo análisis.

**Tabla 3.12. Métodos de análisis, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.**

VARIABLE	UNIDADES	MÉTODO
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O <sub>2</sub> /L	♦HACH 10211
Nitrógeno amoniacal (NH <sub>3</sub> )	mg NH <sub>3</sub> -N/L	HACH 8038
Nitrógeno de Nitratos (NO <sub>3</sub> )	Mg NO <sub>3</sub> -N/L	HACH 8171
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	mg/L	HACH 8048
Coliformes Fecales	NMP/100ml	Métodos de tubos múltiples de fermentación



**Figura 3.49. Análisis de muestras para parámetros *ex situ*.**

### 3.3.1. Resultados análisis de parámetros *ex situ*.

A continuación, se muestran los resultados de calidad de agua obtenidos para los dos períodos analizados.

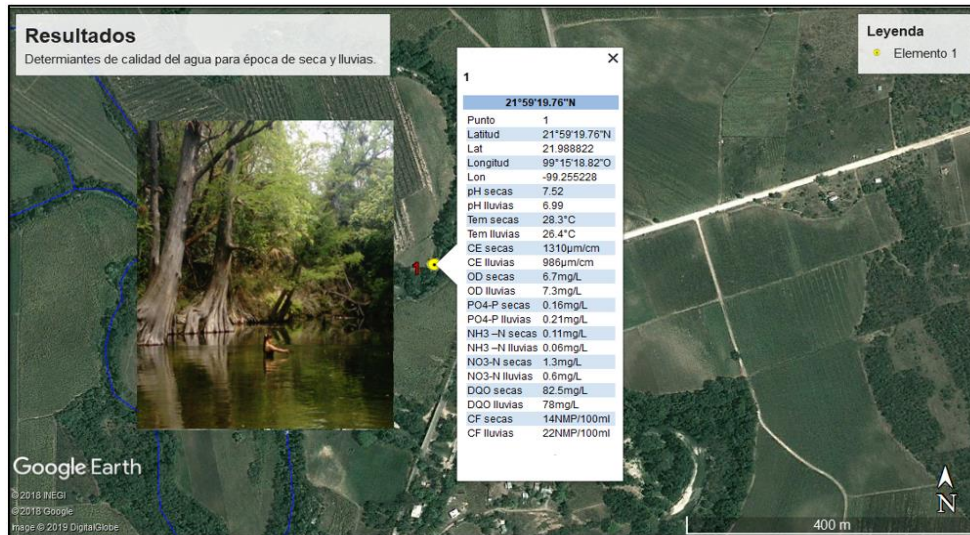


Figura 3.50. Determinantes de calidad del agua, punto 1 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

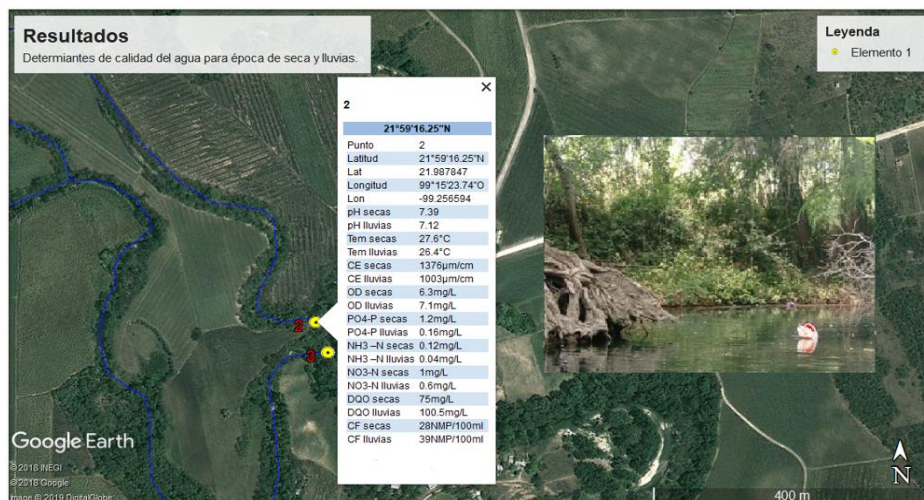


Figura 3.51. Determinantes de calidad del agua, punto 2 en época de secas y lluvia, río Gallinas.



## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

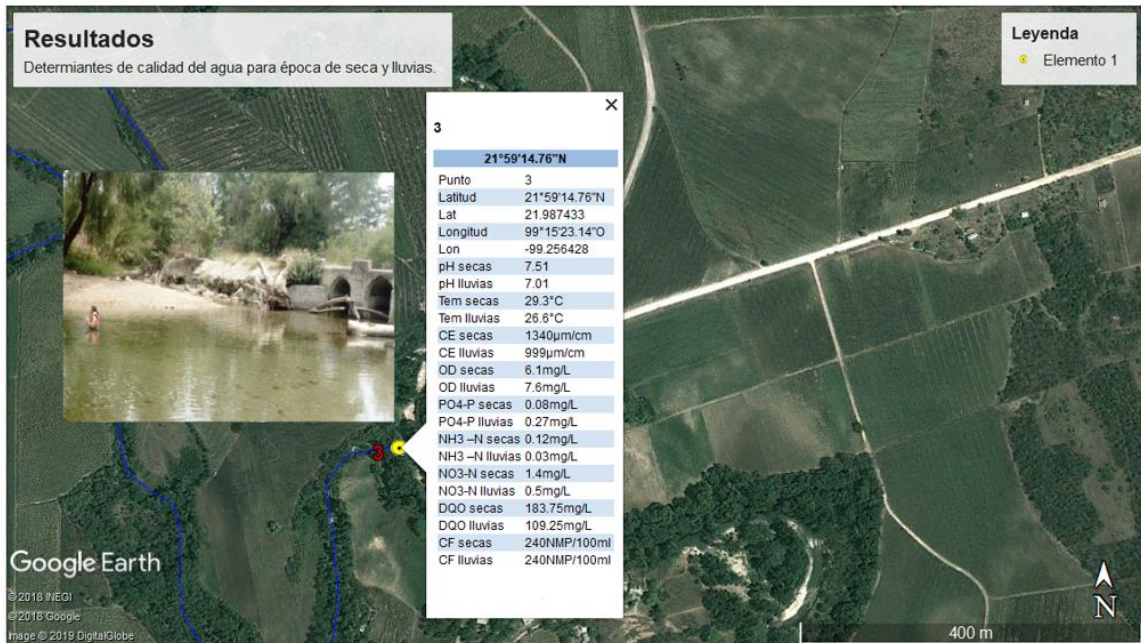


Figura 3.52. Determinantes de calidad del agua, punto 3 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

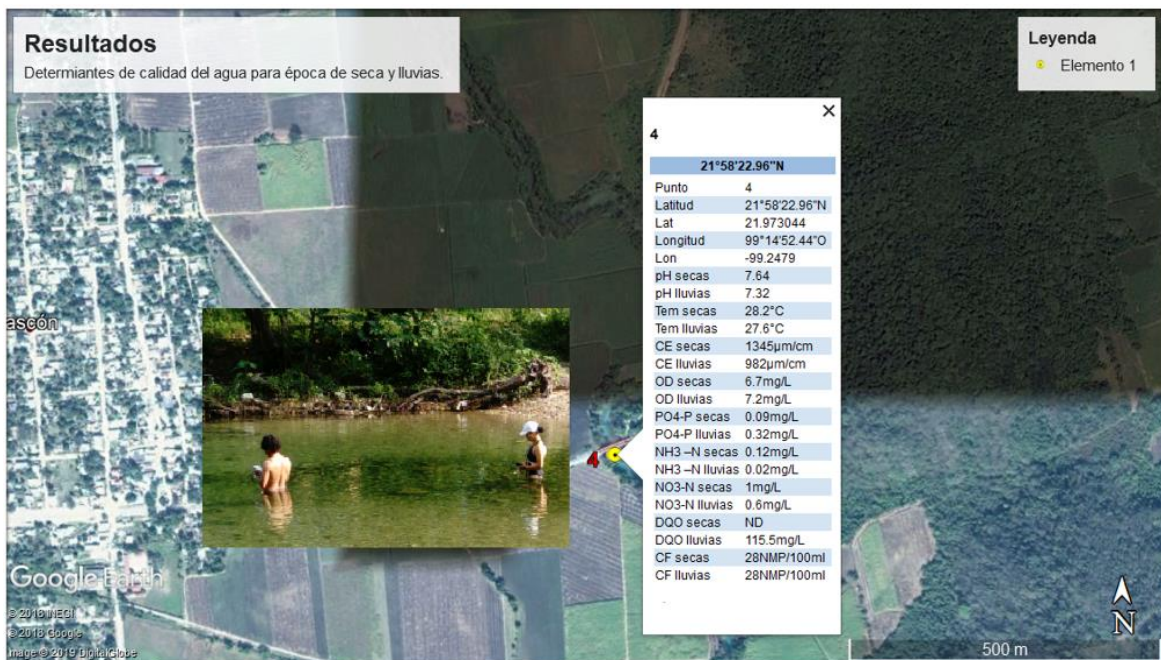


Figura 3.53. Determinantes de calidad del agua, punto 4 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

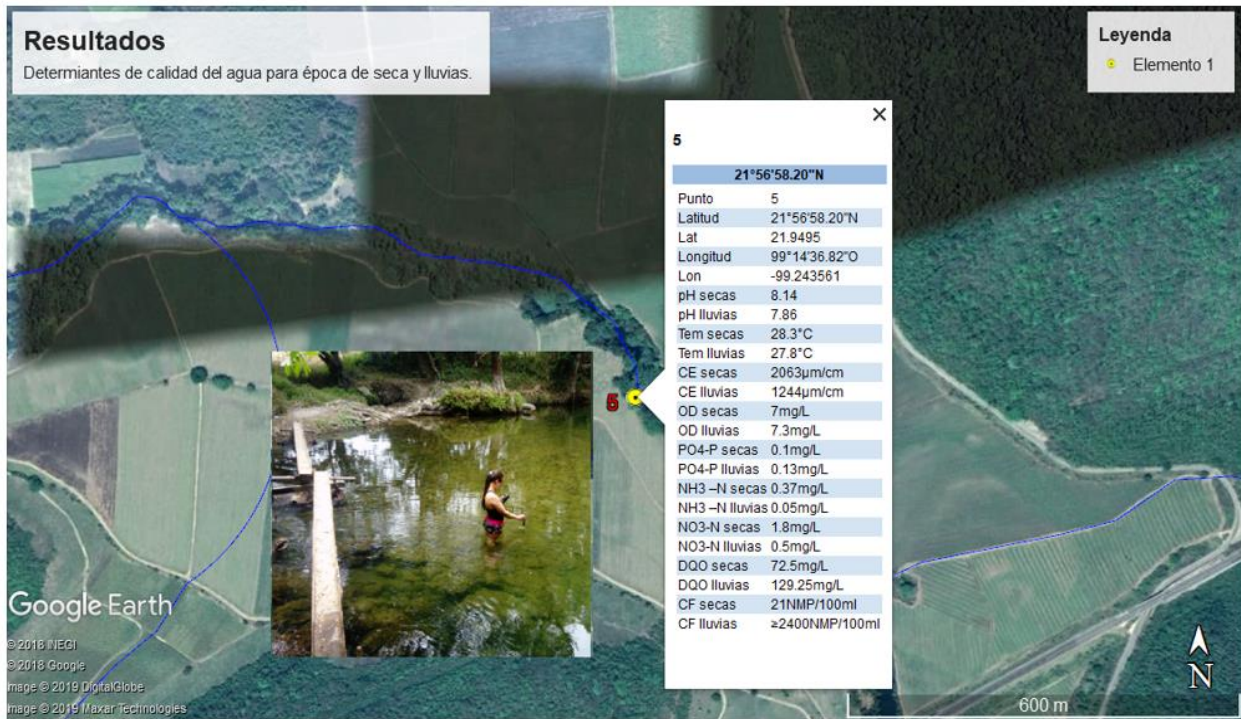


Figura 3.54. Determinantes de calidad del agua, punto 5 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

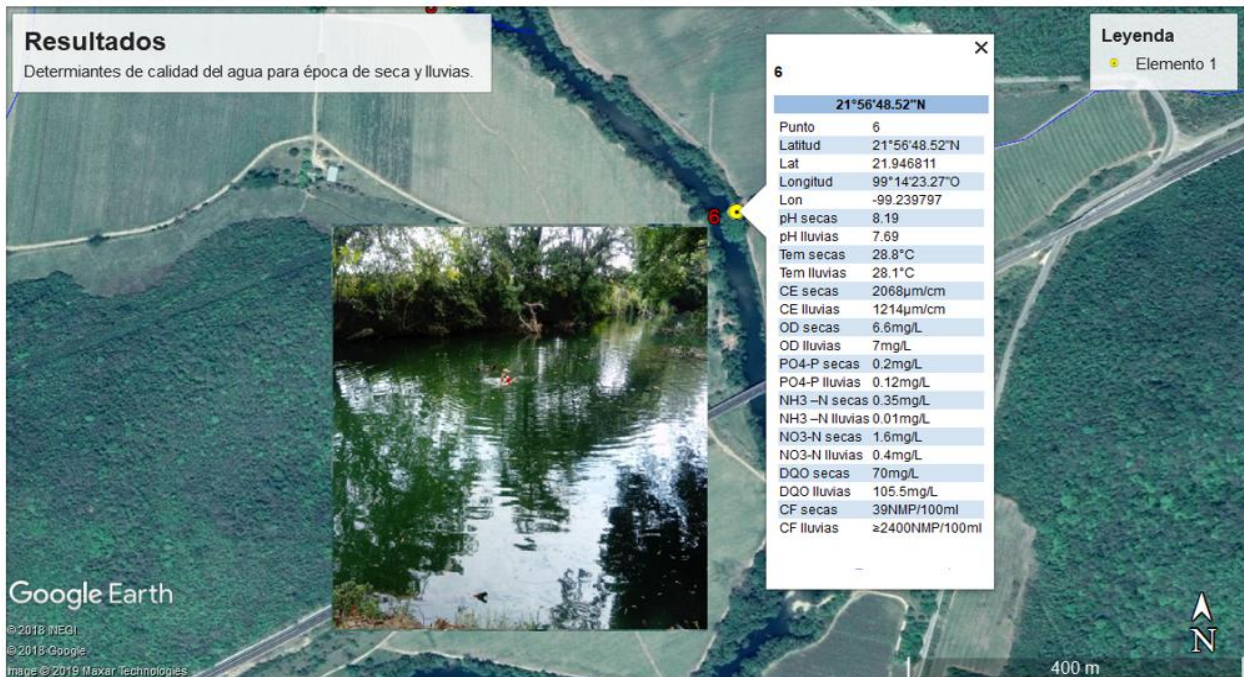


Figura 3.55. Determinantes de calidad del agua, punto 6 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

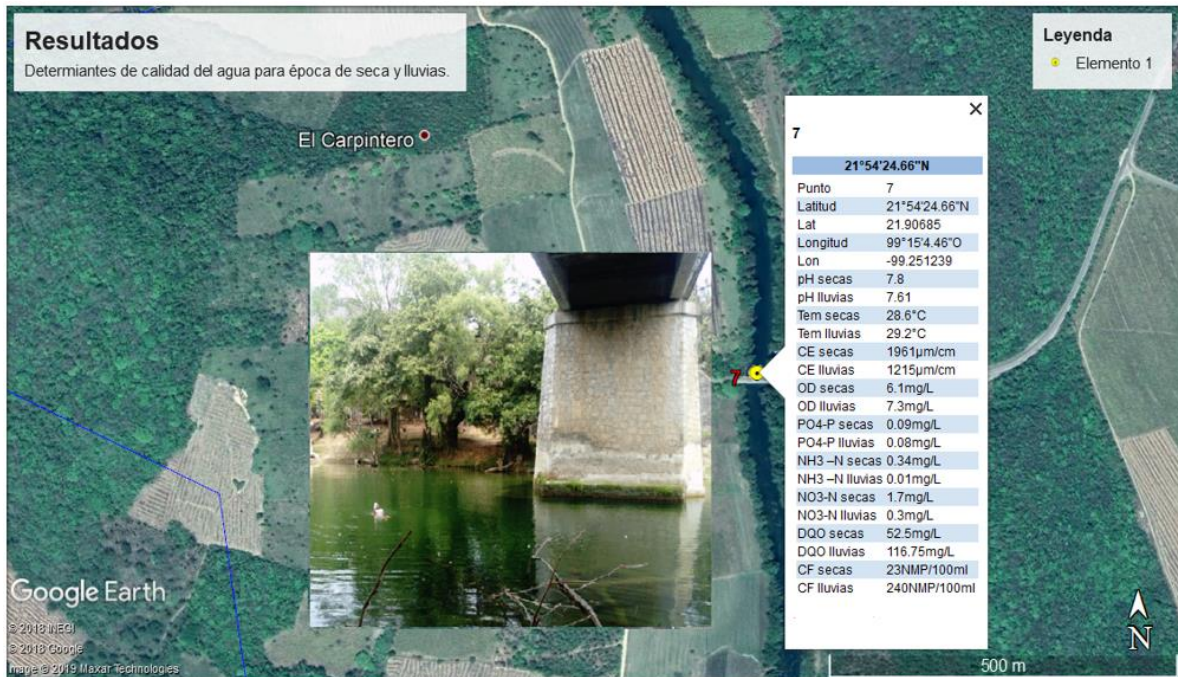


Figura 3.56. Determinantes de calidad del agua, punto 7 en época de secas y lluvia, río Gallinas.



Figura 3.57. Determinantes de calidad del agua, punto 8 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

## Estudios previos para la implementación del modelo matemático en el río Gallinas.

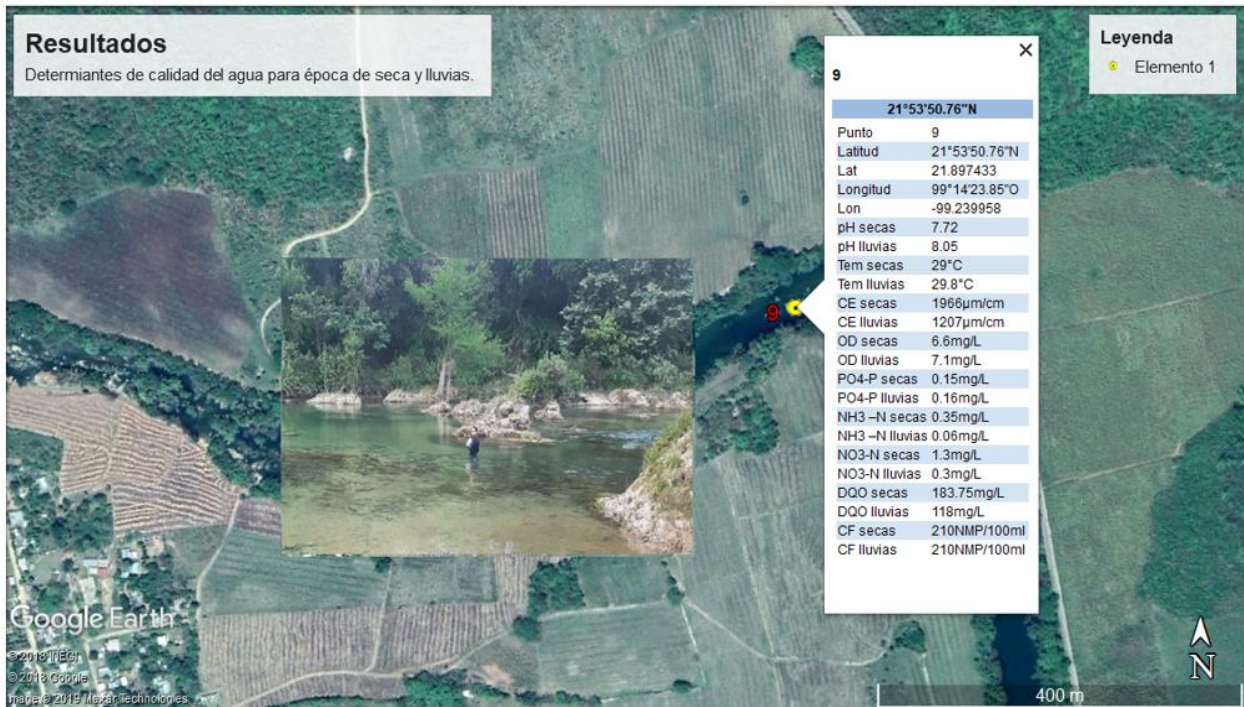


Figura 3.58. Determinantes de calidad del agua, punto 9 en época de secas y lluvia, río Gallinas.

La Tabla 3.13 y Tabla 3.14 muestran los resultados en conjunto de los parámetros de calidad de agua.

Tabla 3.13. Resultados fisicoquímicos y microbiológico mes de mayo.

RESULTADOS 1RA CAMPAÑA DE MEDICIÓN MAYO 2018					
Punto	PO <sub>4</sub> <sup>(3-)</sup> (mg/L)	NH <sub>3</sub> (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	NO <sub>3</sub> (mg NO <sub>3</sub> -N/L)	DQO (mg/L)	CF (NMP/100ml)
1	0.08	0.11	1.3	82.5	14
2	1.2	0.12	1	75	28
3	0.08	0.12	1.4	183.75	240
4	0.09	0.12	1	ND	28
5	0.1	0.37	1.8	72.5	21
6	0.2	0.35	1.6	70	39
7	0.09	0.34	1.7	52.5	23
8	0.14	0.36	1.2	177.5	150
9	0.15	0.35	1.3	183.75	210

**Tabla 3.14. Resultados fisicoquímicos y microbiológico mes de septiembre.**

RESULTADOS 2DA CAMPAÑA DE MEDICIÓN SEPTIEMBRE 2018					
Punto	PO <sub>4</sub> <sup>(3-)</sup> (mg/L)	NH <sub>3</sub> (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	NO <sub>3</sub> (mg NO <sub>3</sub> -N/L)	DQO (mg/L)	CF (NMP/100ml)
1	0.21	0.06	0.6	78	22
2	0.16	0.04	0.6	100.5	39
3	0.27	0.03	0.5	109.25	240
4	0.32	0.02	0.6	115.5	28
5	0.13	0.05	0.5	129.25	≥2400
6	0.12	0.01	0.4	105.5	≥2400
7	0.08	0.01	0.3	116.75	240
8	0.52	0.03	0.3	93	210
9	0.16	0.06	0.3	118	210

## Capítulo 4. Aplicación del modelo matemático.

Dentro de este apartado se encuentra descrito todo lo que implica la construcción y extracción de resultados del modelo numérico de calidad del agua como: la definición del dominio en donde se construye la malla, cuales son las condiciones iniciales y de frontera que terminan por conformar el modelo conceptual, resultados de la simulación hidrodinámica y de calidad del agua, así como también las respectivas calibraciones y por último los resultados del comportamiento de los contaminantes para los diferentes escenarios (secas y lluvias).

La metodología para el desarrollo de este capítulo se ejecutó en base a otras investigaciones que hicieron uso del modelo EFDC Explorer, los estudios consultados son: (Torres Bejarano, Padilla, & Rodriguez Cuevas, 2015), (Chun-xue & Xue-yi, 2017), (Gula Tang, Yunqiang Zhu, & Guozheng Wu, Modelling and Analysis of Hydrodynamics and Water Quality for Rivers in the Northern Cold Region of China, 2016), (J. Bai, 2013), entre otros. De igual manera se consultó el libro Hydrodynamics and Water Quality Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries (Zhen-Gang Ji, 2008) que también sirvió en el desarrollo metodológico, además de contar con el manual de apoyo que brinda el modelo, en donde indica paso a paso el proceso para lograr el uso eficiente del mismo. Cabe destacar, que adicional al material bibliográfico consultado, se contó con un curso de capacitación para el manejo del software EFDC Explorer, proporcionado por el Dr. Franklin Manuel Torres Bejarano docente investigador experto en modelación hidrodinámica y ambiental, el curso de capacitación se llevó a cabo en las instalaciones de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

### 4.1. Adaptación del modelo EFDC Explorer al Río Gallinas.

El primer paso consiste en la definición del área de dominio que abarcará el modelo, en este caso corresponde a los 15 Km (**Figura 4.1**)seleccionados de los 101.2 Km totales que comprende el río Gallinas, ya que sobre la misma se llevará a cabo la discretización

espacial para posteriormente calcular la aproximación numérica. Para ello es necesario generar una malla.

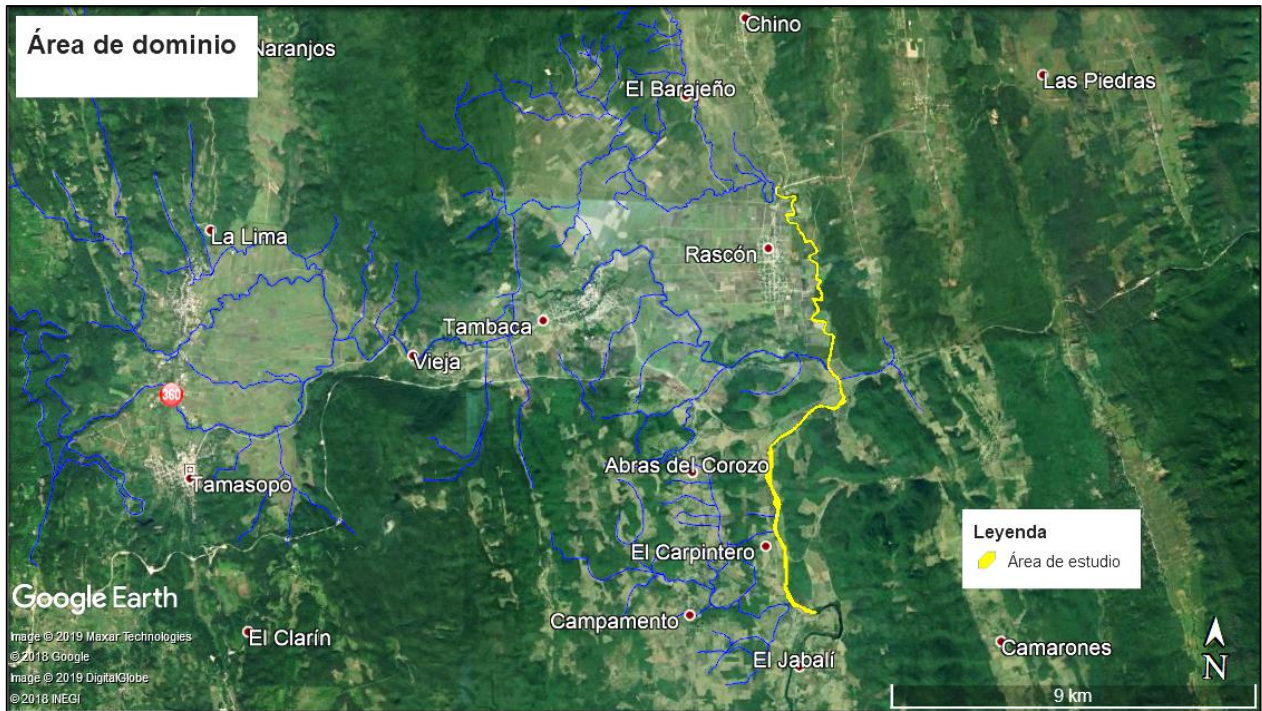


Figura 4.1. Área de dominio.

Las ecuaciones diferenciales establecidas para simulaciones de fenómenos físicos, requieren para la solución la implementación de métodos numéricos, se asume que el dominio de interés puede ser dividido en pequeños elementos cuya unión y continuidad forman una malla (García & Palacio, 2009). De ahí que, como primera medida se procede a generar la malla.

#### 4.1.1. Generación de la malla.

Una malla consiste en la subdivisión de un continuo, en un número finito de segmentos, triángulos, cuadriláteros, tetraedros, pentaedros o hexaedros dependiendo de la dimensión del continuo (unidimensional, bidimensional o tridimensional). Adicionalmente el concepto de malla está asociado a los componentes geométricos y sobre todo se refiere a la definición de los nodos y las funciones de interpolaciones en los elementos. En este proceso el dominio se divide en tantos elementos como sea requerido para el análisis, dichos elementos se llaman celdas, para dominios bidimensionales son celdas, mientras que para dominios tridimensionales las celdas son volúmenes (Londoño, 2012).

Existen dos tipos de mallado, las mallas estructuradas y no estructuradas. Las mallas estructuradas constan de celdas planas con cuatro lados (2D) o celdas volumétricas con 6 caras (3D). Mientras que una malla no estructurada consta de celdas de varias formas (García & Palacio, 2009).

El presente estudio cuenta con una malla tipo estructurada, la cual puede representarse en un sistema cartesiano o curvilíneo, en el primer caso, las líneas que configuran las celdas son siempre paralelas al sistema de ejes coordenados; a diferencia de los sistemas curvilíneos, que su sistema de coordenadas es deformado para adaptarse a la geometría del objeto de estudio (Londoño, 2012).

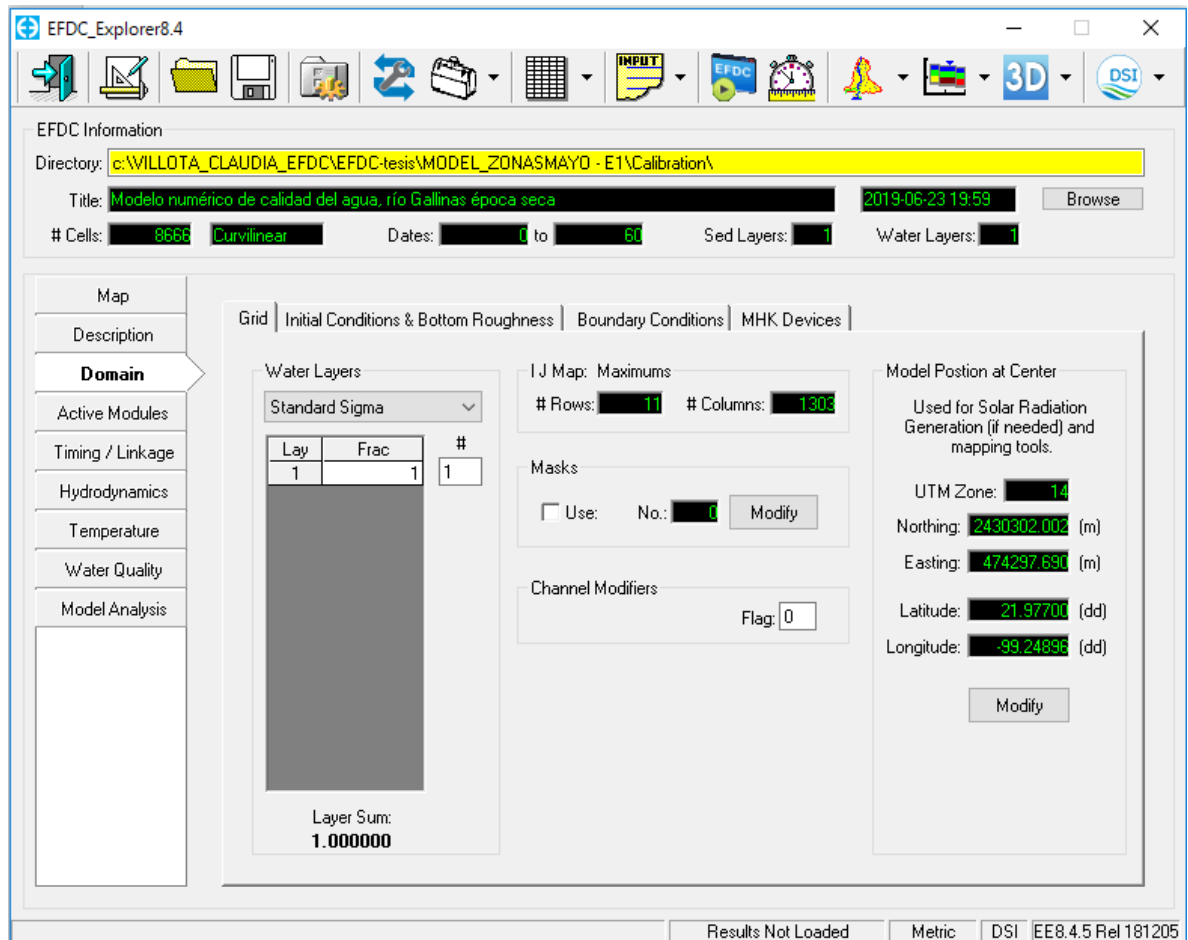
##### 4.1.1.1. Configuración de la malla a través del software CVLGrid.

Se creó una malla a través del software CVLGrid (software que genera mallas 2D curvilíneas ortogonales) el cual utiliza las ecuaciones de Laplace para generar cuadrículas curvilíneas, permitiendo cálculos más puntuales en el modelo. Ya que proporciona mayor precisión puesto que la cuadrícula puede adaptarse al dominio del modelo y mantener la ortogonalidad. CVLGrid usa el sistema de coordenadas cartesiano para especificar la ubicación de la celda (Dynamic Solutions-international, 2017).



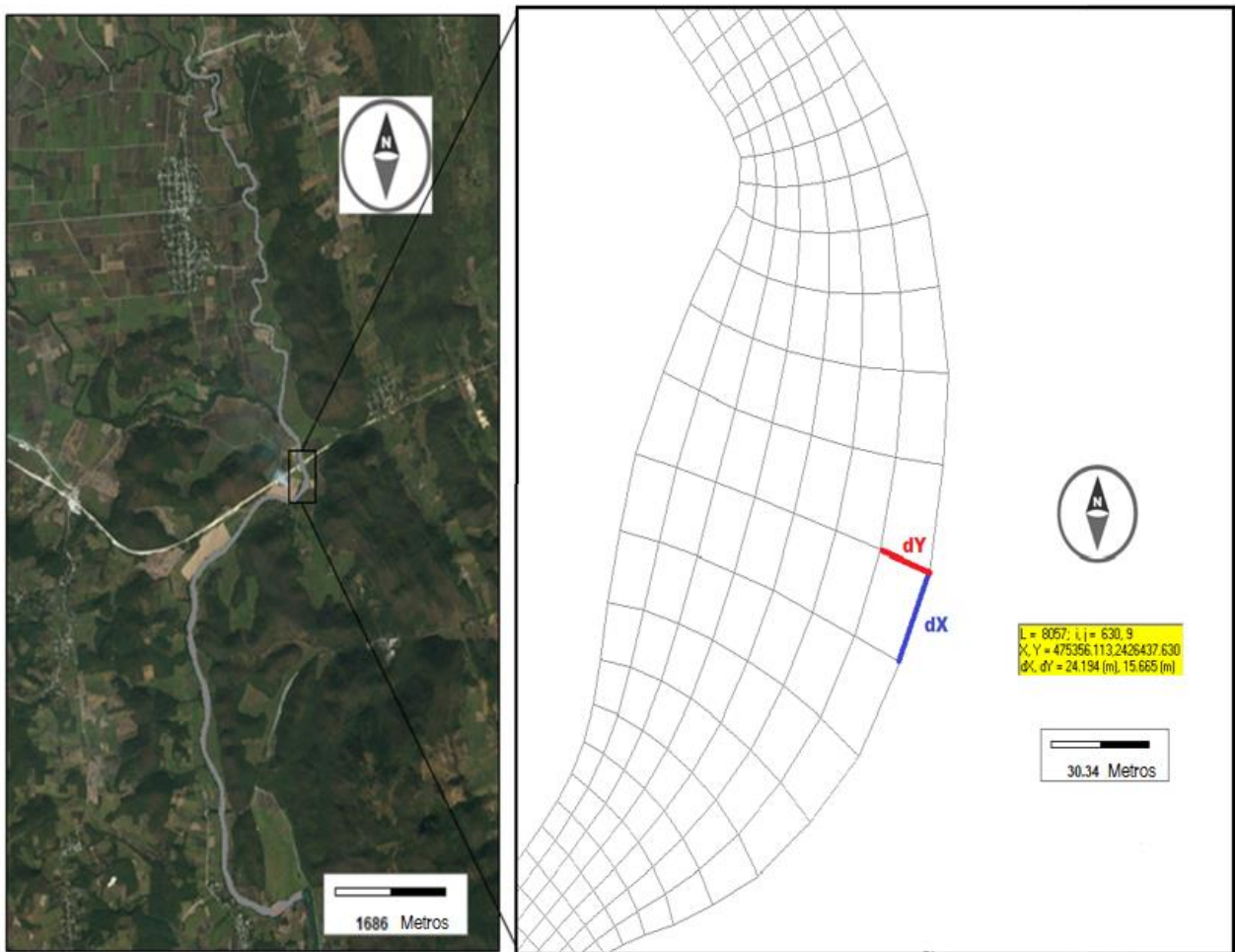
## Aplicación del modelo matemático.

Una vez realizada la malla se generó un archivo con extensión “cvp” que posteriormente se cargó en la interfaz de EFDC Explorer como se muestra en la **Figura 4.2**, es importante tener en cuenta que el sistema de referencia debe encontrarse WGS 1984 UTM Zona 14 norte.



**Figura 4.2. Características de la malla.**

El espaciamiento de las celdas que forman la malla numérica varían en DX de 4.047m a 25.493 m y en DY de 1.938m a 21.223m para un total de 8666 celdas, se clasifica como una malla estructurada en un sistema curvilíneo y ortogonal en la **Figura 4.3** se observa la malla.

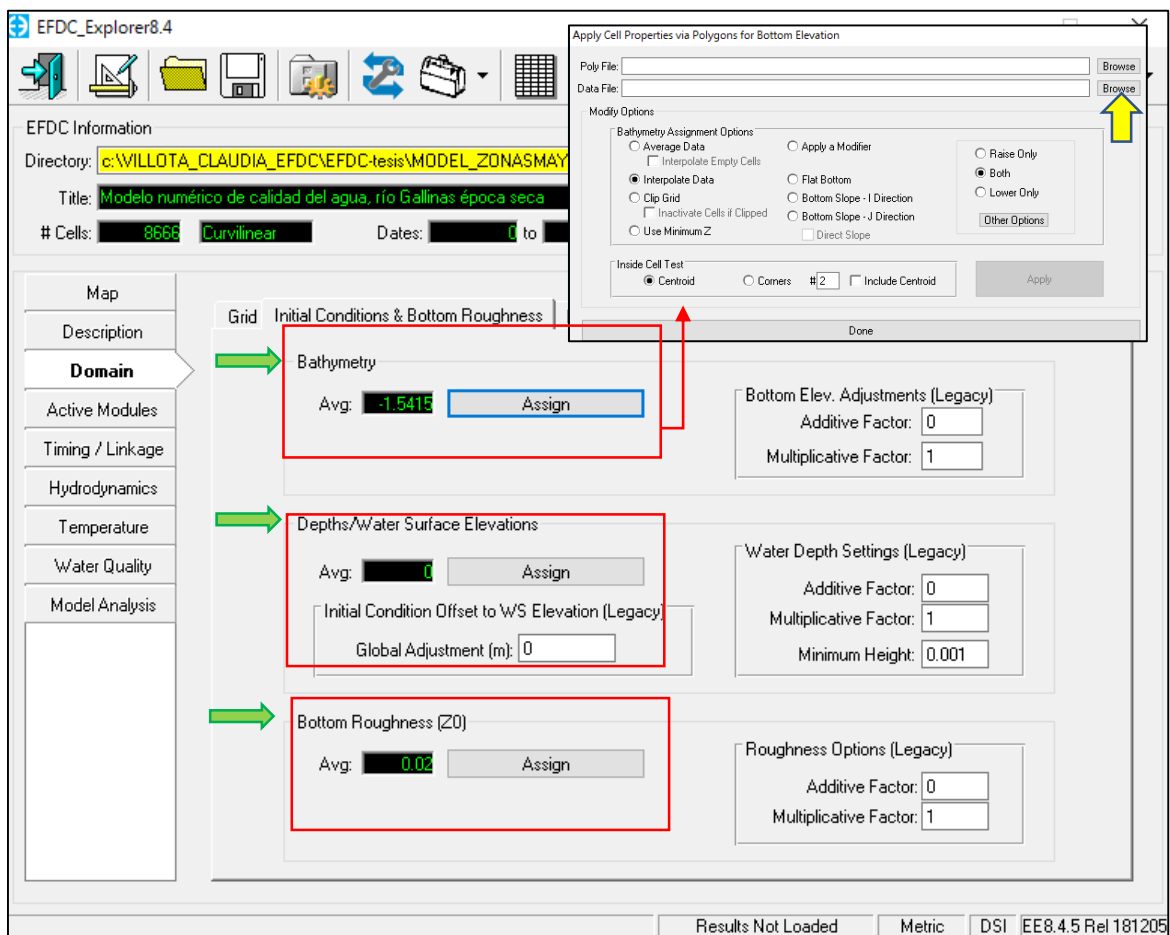


**Figura 4.3. Definición del dominio físico, malla curvilínea en el río Gallinas**

Cabe señalar que la malla debe ajustarse adecuadamente a las sinuosidades del río, además, la malla debe mantenerse lo más uniforme posible para minimizar posibles problemas numéricos (Zhen-Gang Ji, 2008).

#### 4.1.2. Condiciones iniciales.

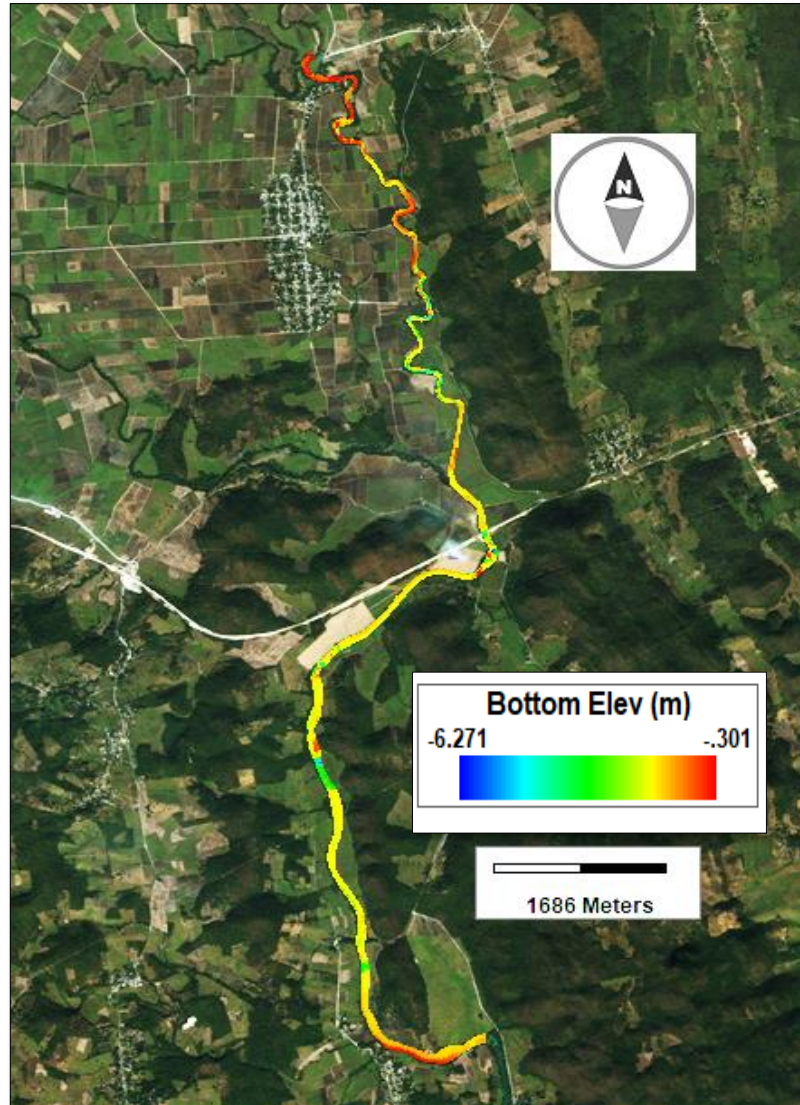
Las condiciones iniciales van a determinar el estado del río al inicio de la simulación. La **Figura 4.4** muestra la pestaña del cuadro de condiciones iniciales, el cual contiene acceso a propiedades como la batimetría, elevación de la superficie del agua y rugosidad del fondo.



**Figura 4.4. Pestaña condiciones iniciales y rugosidad de fondo.**

En el botón <<Bathymetry>> se asignó la batimetría X, Y, Z, mediante un archivo con extensión “p2d” que contenía dichos datos, el cual fue cargado en <<Data File>>, posteriormente se seleccionaron otras opciones como por ejemplo la interpolación de

datos, dicha opción permite interpolar la batimetría en celdas vacías; determinado todos los requerimientos se activa la sección <<Apply>> para la asignación de los datos. Enseguida se revisó que las características batimétricas estén representadas adecuadamente, a través del botón <<ViewPlan>>. La **Figura 4.5** muestra la batimetría de la zona ya cargada en la interfaz de EFDC Explorer.



**Figura 4.5. Batimetría, modelo numérico de calidad del agua, río Gallinas.**

Posteriormente en el botón <<Depths/Water Surface Elevations>> se definió la elevación de la superficie del agua a 0 m, ya que no se cuenta con datos de topobatimetría que permiten obtener los valores con respecto al nivel del mar, dicha asignación en cero metros hace que la superficie libre del agua se mantenga igual hasta finalizar el tramo de estudio.

Finalmente, en el botón <<Bottom Roughness>> se definió la rugosidad de fondo con un valor típico de 0.02. El coeficiente de rugosidad corresponde al n de Manning, que es una de las formas de expresar la cantidad de resistencia al movimiento del agua en cauces naturales o artificiales. Dicho coeficiente es muy variable ya que depende de distintos factores como la vegetación, irregularidad, obstrucciones, nivel, caudal, régimen de circulación, entre otros (Fernández & León, 2018)

### 4.1.3. Condiciones de frontera.

La condición frontera se refiere a todos los forzamientos externos al área de estudio, en seguida se describe el desarrollo de dicho proceso.

Como se puede observar en la **Figura 4.6** en la pestaña <<Domain>> también se encuentra la opción << Boundary Conditions>> que es donde se asignan las condiciones frontera del modelo, en este caso se cuenta con 3 condiciones frontera: flujo de entrada, referido al caudal aguas arriba del río Gallinas, arroyo Piedritas y río Tamasopo, además de una salida de flujo libre hacia el este, para un total de tres fronteras tipo Dirichlet (cuando se especifica el valor de la solución que necesita la frontera del dominio) y una tipo Neumann (cuando no se especifica el valor en la frontera) (**Figura 4.7**).

## Aplicación del modelo matemático.

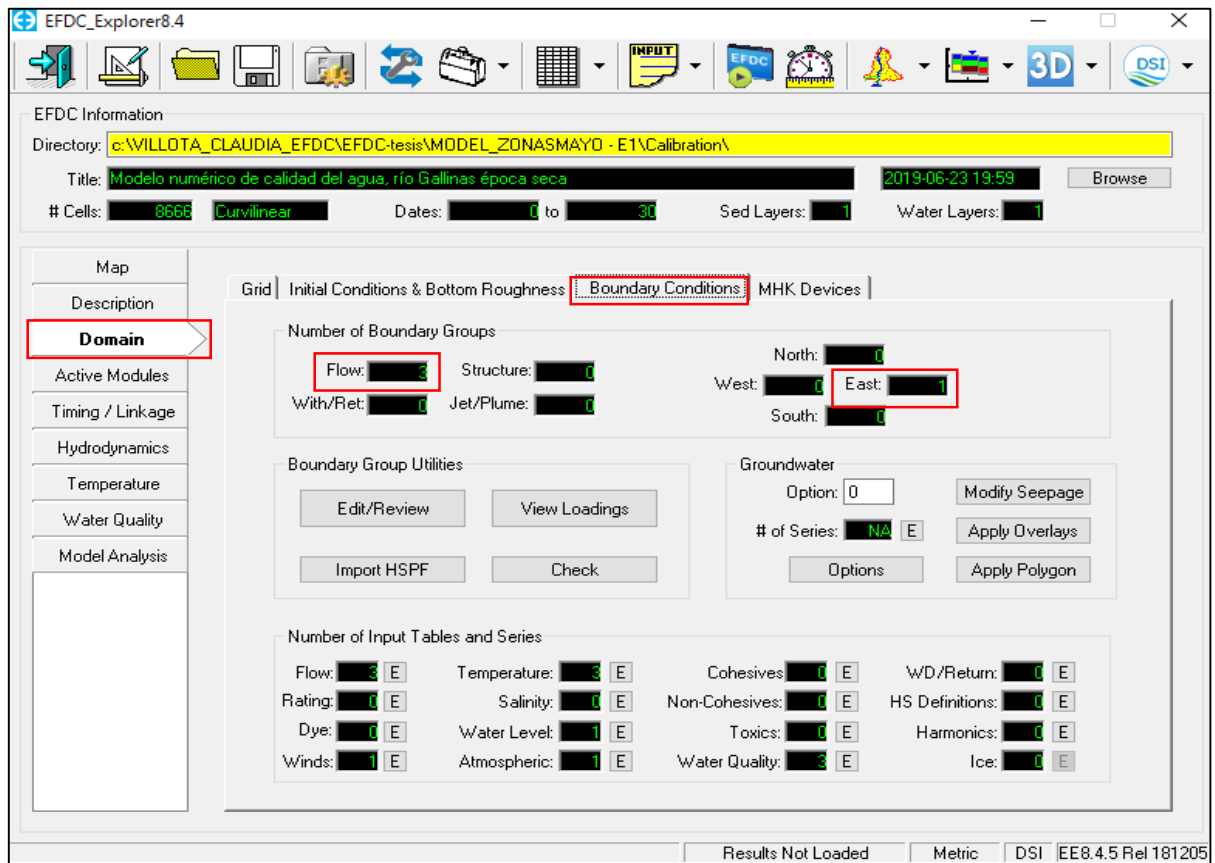


Figura 4.6. Pestaña de dominio en condiciones frontera.

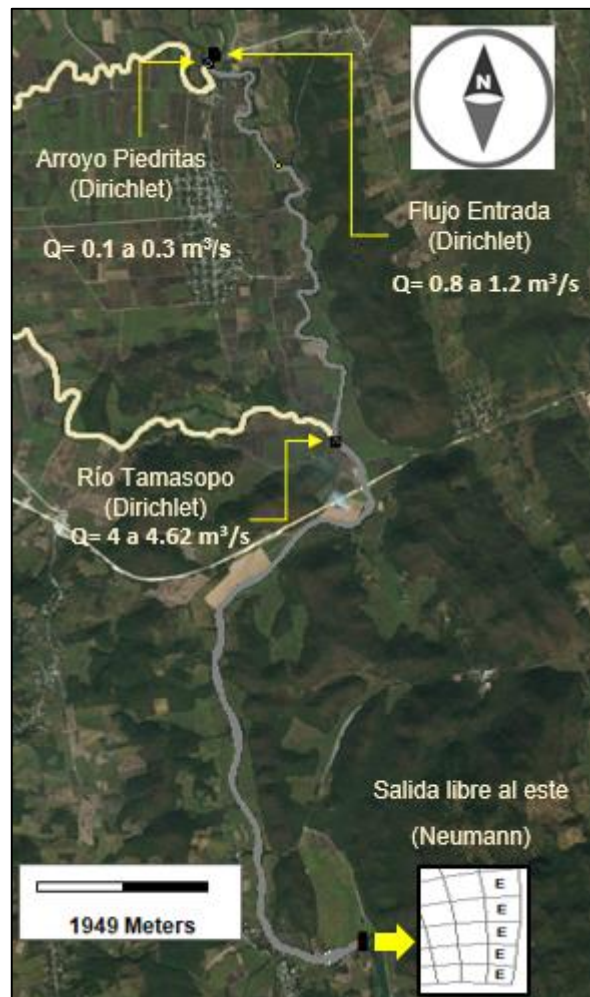


Figura 4.7. Definición de condiciones frontera, río Gallinas.

#### 4.1.4. Activación de módulos de temperatura y calidad del agua.

Determinadas las condiciones frontera se dio paso a la activación de los módulos de temperatura y calidad del agua, para que se desplegaran las pestañas correspondientes, como se indica en la **Figura 4.8**.

## Aplicación del modelo matemático.

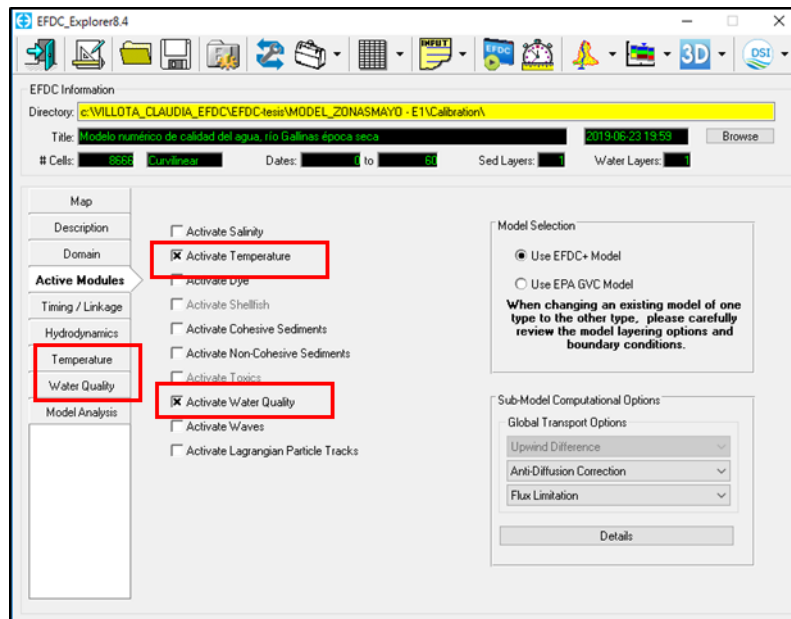


Figura 4.8. Activación de módulos de temperatura y calidad del agua.

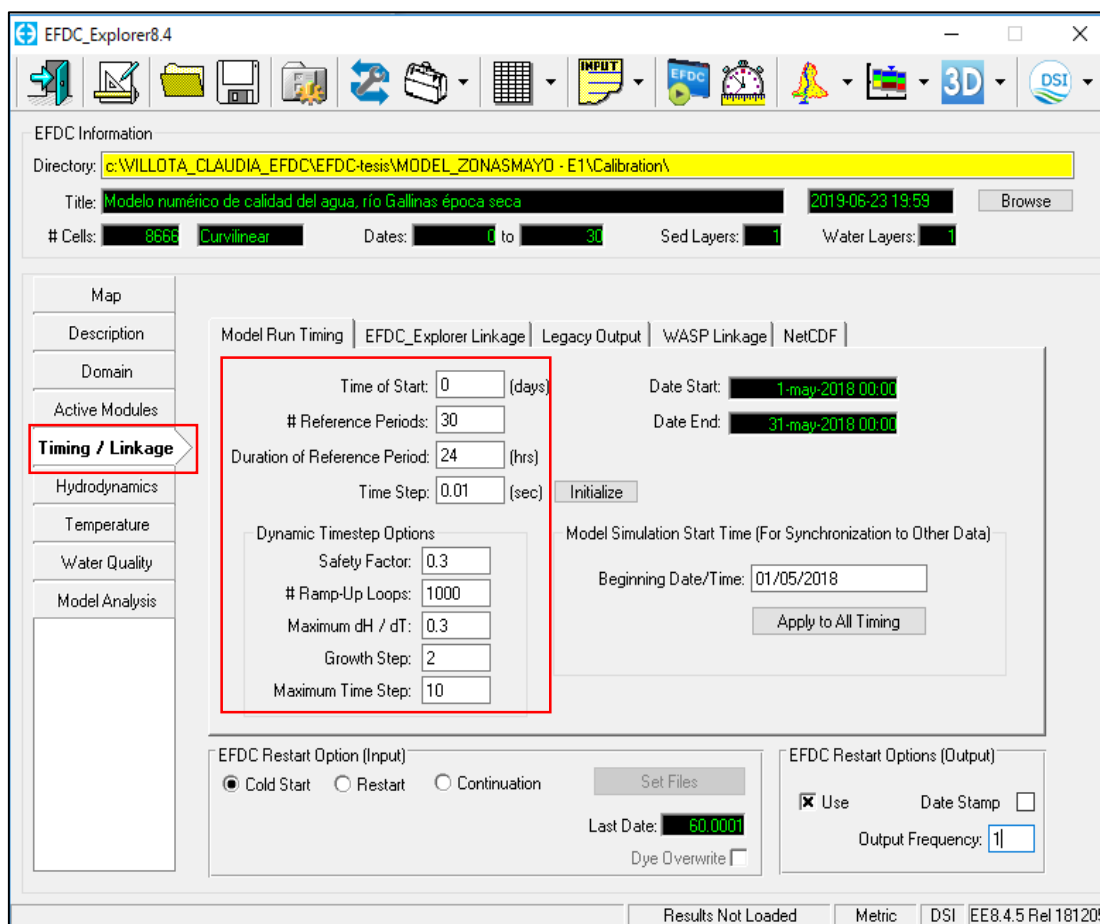
### 4.1.5. Determinación de los tiempos de inicio y finalización.

Teniendo en cuenta las características del clima se decidió establecer dos fechas, una para tiempo seco (1 al 31 de mayo) y otra para tiempo lluvioso (1 al 30 de septiembre), con el fin de establecer el comportamiento de los contaminantes en ambas épocas, para ello fue necesario crear dos modelos uno para secas y otro para lluvias. En la **Figura 4.9** se ilustra un ejemplo de la ventana donde es posible manejar los datos del tiempo para iniciar y finalizar la ejecución. A través de la pestaña <<Model RunTiming>>, la cual permite a su vez asignar los periodos de referencia, que en este caso fue de 24 horas, es decir 1 día. Luego la duración de la simulación se estableció especificando el número de periodos de referencia, que para época de secas y lluvia fue de 30, abarcando así el mes completo para cada período.

En cuanto al paso del tiempo se decidió establecer un tiempo dinámico, que permite activar pasos automáticos configurando el factor de seguridad en un número positivo  $>0$  y  $<1$ .



Como se puede apreciar en la **Figura 4.9** en la sección <<Safety Fator>> se asignó un valor de 0.3. Al utilizar un tiempo dinámico el paso del tiempo inicial debe ser muy bajo (se asignó un paso de tiempo de 0.01 segundos) para que pueda hacer la comparación con el criterio de Courant y definir el paso del tiempo optimo que permita la estabilidad en el modelo. En este caso iniciaría en el valor más bajo que es 0.01 seg y subirá hasta el máximo paso de tiempo que corresponde a 10 seg, de esta manera el modelo optimiza los tiempos de cálculo. Por su parte el  $dH/dT$  que fue de 0.3 es un criterio adicional que se utiliza para configurar el paso del tiempo dinámico. Finalmente, la frecuencia de salida de los datos se estableció cada 45 min.



**Figura 4.9. Determinación de las propiedades del tiempo en el modelo.**

4.1.6. Parámetros hidrodinámicos.

La pestaña de hidrodinámica proporciona el botón general y el botón forzamiento de la presión atmosférica y vegetación. Para este caso se ingresó al apartado <<General>> donde se configuró las opciones de turbulencia, así como también los datos del viento. Primeramente, se ingresó a la pestaña <<Modify>> en donde se presenta las opciones de turbulencia <<Turbulent Diffusion>>. De las diferentes opciones presentadas en la ventana se ingresó a la sección <<Background/Constant Horizontal Eddy Viscosity (m<sup>2</sup>/s)>> en dicha ventana se asignó un valor de 0.09 (calculado a partir del área de la malla (DX\*DY) dividido entre 1000) **Figura 4.10.**

En la sección <<Wind Data>> se agregó una serie de datos de la velocidad y dirección del viento, sin embargo, esta variable no tiene influencia en el río, al ser un cuerpo de agua que se desplaza por gravedad, la variable se adiciono como requisito para lograr ejecutar el modelo de calidad del agua.

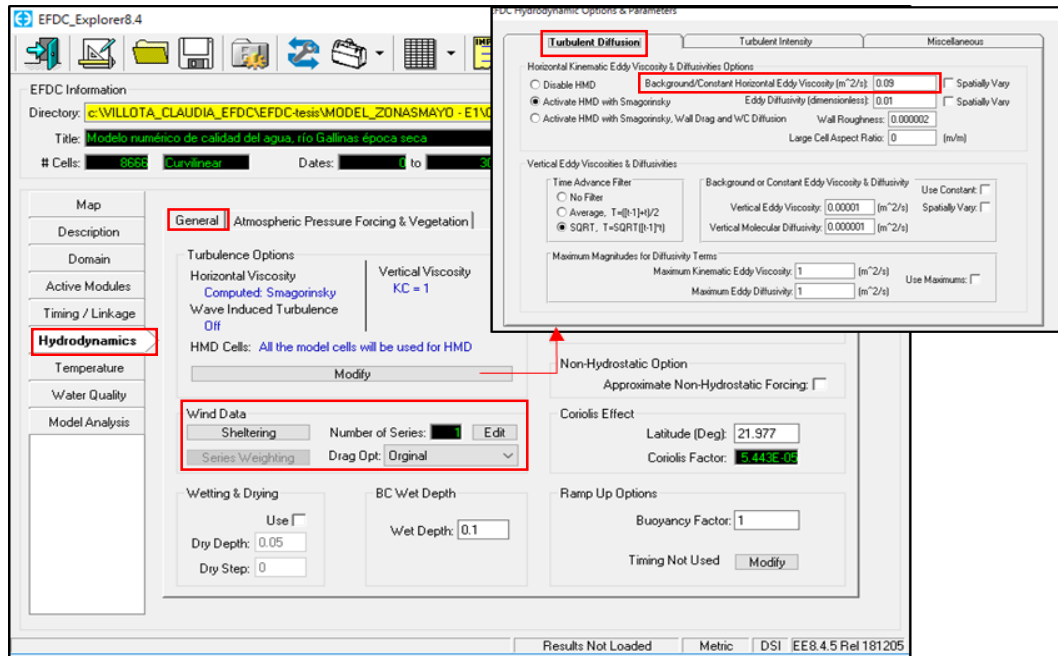


Figura 4.10. Sección para activar condiciones hidrodinámicas en el modelo.

#### 4.1.7. Temperatura.

La temperatura inicial fue de 27 °C valor promedio de los datos medidos en campo. Como se puede observar en la **Figura 4.11** en la pestaña <<General & Data>> también contiene el marco de los datos atmosféricos, en donde se incluye los datos meteorológicos de la estación más cercana al área de estudio. Es importante señalar que este paso fue necesario principalmente para poder activar el módulo de calidad del agua, ya que en cuerpos loticos las variables atmosféricas como el por ejemplo el viento no son representativas.

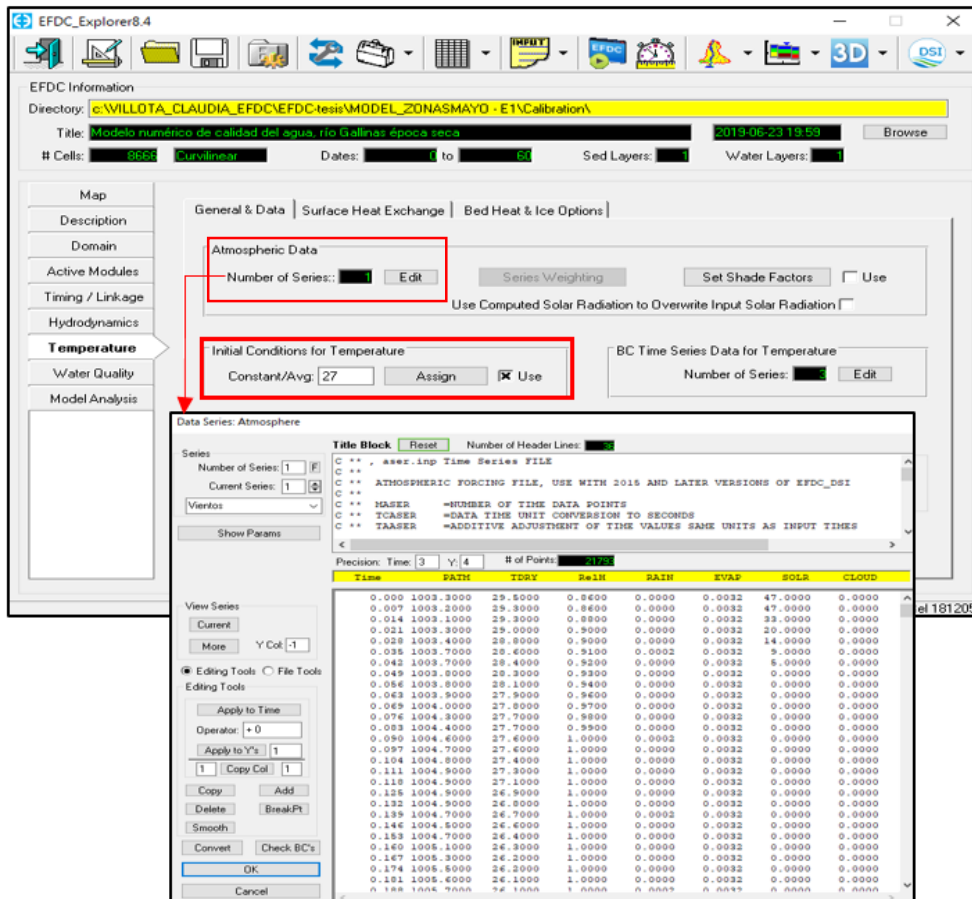


Figura 4.11. Determinación de las propiedades de temperatura en el modelo.

#### 4.1.8. Calidad del agua.

En la ventana de calidad del agua <<Water Quality>> primero se seleccionó la opción <<Kinetics>> que permitió activar las variables que se deseaban simular, cambiando el número “0” con un valor de “1” como se observa en la **Figura 4.12** en donde se activó 6 variables (Fosfatos, Nitrógeno Amoniaco, Nitrógeno de Nitratos, DQO, OD y C.F). En cuanto a la constante de reaireación se definió la Owens *et al.*, (1964) que corresponde a ríos poco profundos.

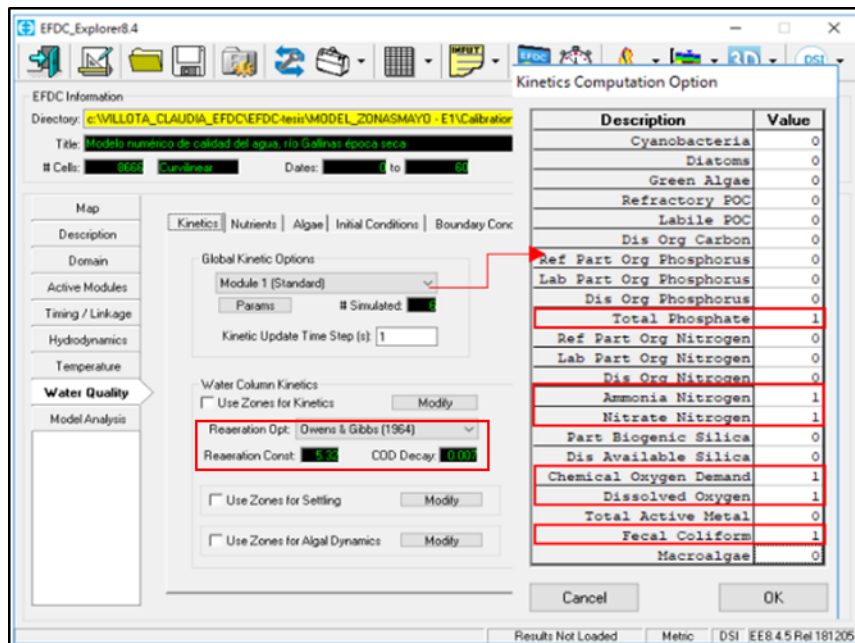
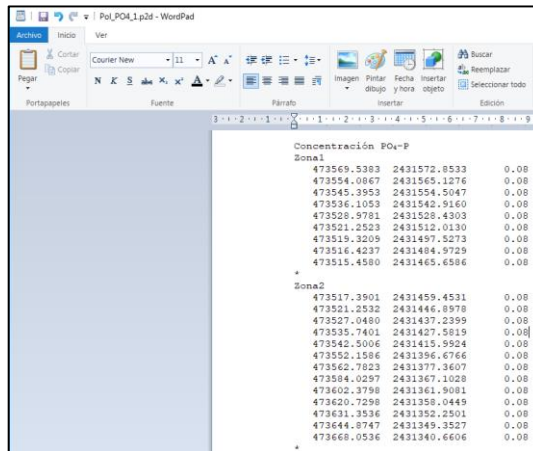


Figura 4.12. Sección para activar determinantes de calidad del agua en el modelo.

Enseguida en la pestaña <<initial Conditions>> si dió paso al ajuste de las condiciones iniciales, en donde los datos de ingreso correspondieron a los resultados de los muestreos de calidad del agua realizados en campo, en el modelo se definieron condiciones iniciales espacialmente variables a través de la opción <<Spatially Varying IC's (WQWCRST.INP)>> seleccionada dicha opción en <<Set Spatially Varyng Initial

## Aplicación del modelo matemático.

Conditions>> se asignó por cada parámetro de calidad de agua activado un archivo con extensión “p2d” que contenía coordenadas X y Y con sus respectivas concentraciones (Figura 4.13) a través del botón <<Varying IC's>> (Figura 4.14).



Concentración PO4-P		
Zona1		
473569.5303	2431572.8533	0.08
473554.0867	2431565.1276	0.08
473545.3953	2431554.5047	0.08
473536.1053	2431542.9160	0.08
473528.9781	2431528.4303	0.08
473521.2523	2431512.0130	0.08
473519.3209	2431497.5273	0.08
473516.4237	2431484.9729	0.08
473515.4580	2431465.6586	0.08
Zona2		
473517.3901	2431459.4531	0.08
473521.2532	2431446.8978	0.08
473527.0480	2431437.2399	0.08
473535.7401	2431427.5819	0.08
473542.5006	2431415.9524	0.08
473552.1586	2431396.6766	0.08
473562.7823	2431377.3607	0.08
473584.0297	2431367.1028	0.08
473602.3798	2431361.3081	0.08
473620.7298	2431358.0449	0.08
473631.3536	2431352.2501	0.08
473644.9747	2431349.3527	0.08
473668.0536	2431340.6606	0.08

Figura 4.13. Archivo necesario para asignar condiciones iniciales variables espacialmente en calidad del agua.

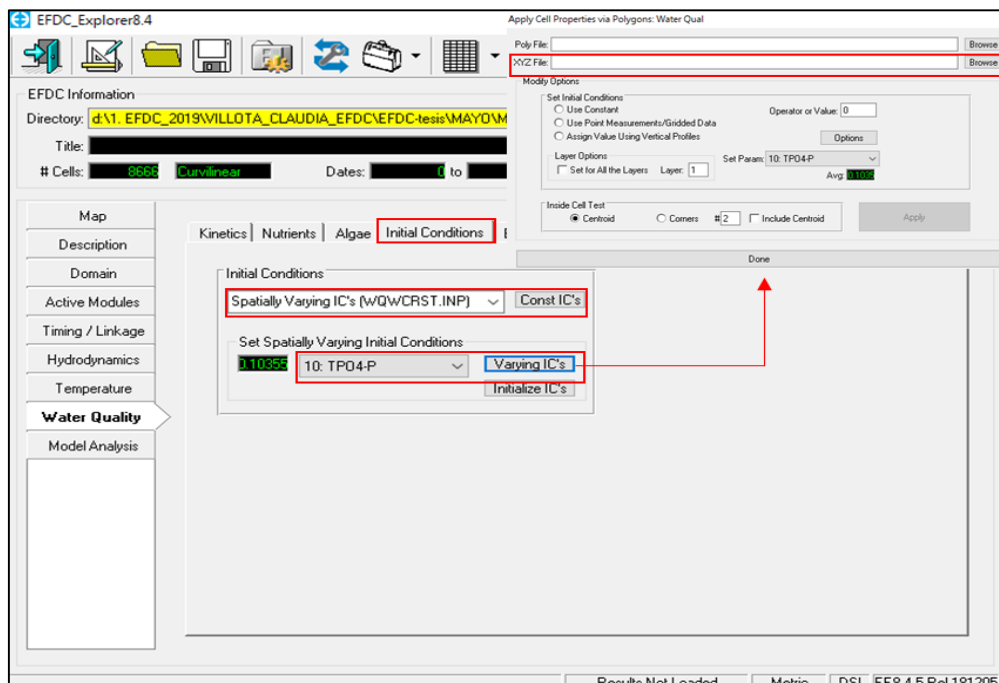
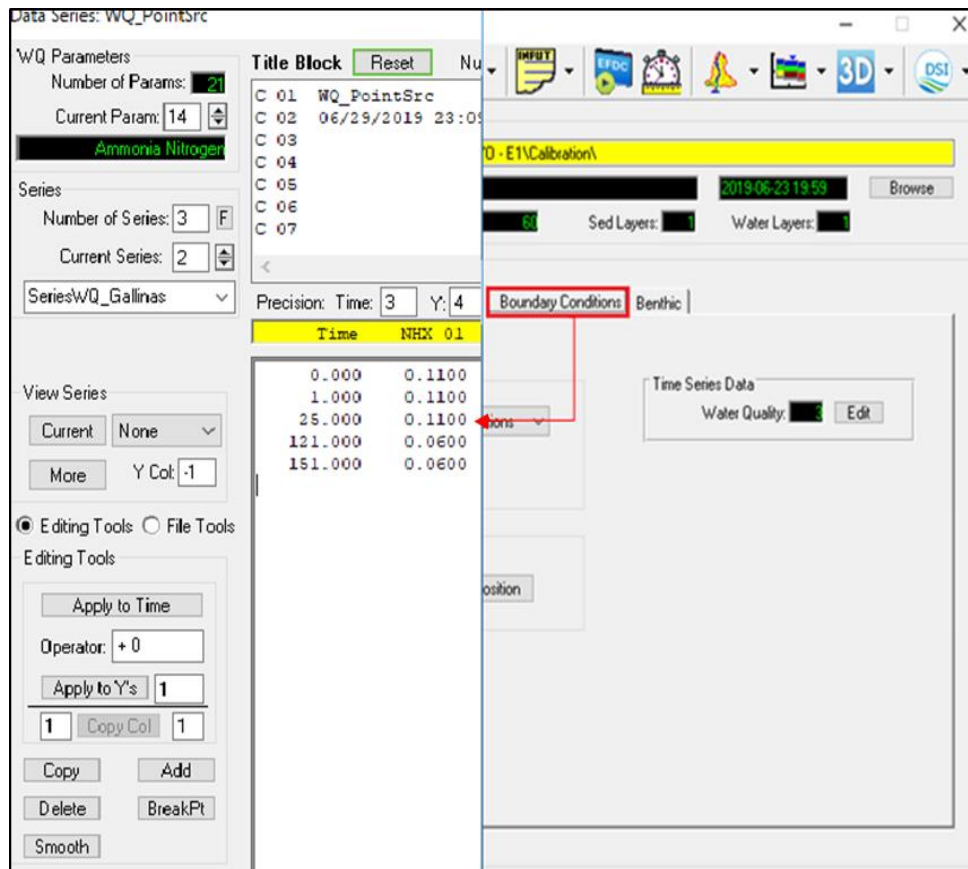


Figura 4.14. Condiciones iniciales para el módulo calidad del agua.

## Aplicación del modelo matemático.

Para las condiciones de frontera (flujo de entrada, arroyo Piedritas y río Tamasopo) se introdujeron las respectivas concentraciones para cada parámetro, en la **Figura 4.15** se observa un ejemplo de lo descrito, mostrando las concentraciones para el flujo de entrada río Gallinas en donde se define la concentración para tiempo se secas y lluvias y en la **Tabla 4.1** se denota todas las concentraciones que fueron utilizadas en la definición de las condiciones frontera.



**Figura 4.15. Determinación de variables de calidad del agua en las condiciones frontera.**

**Tabla 4.1. Condiciones de entrada para calidad del agua (en mg/L excepto cuando se indique lo contrario).**

Mayo						
Flujos	PO <sub>4</sub> -P	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	DQO	OD	CF (NMP/100ml)
GALLINAS	0.08	0.11	1.3	82.5	6.7	14
PIEDRAS	1.2	0.11	1	183.75	6.3	28
TAMASOPO	0.08	0.37	1.8	72.5	7	21
Septiembre						
Flujos	PO <sub>4</sub> -P	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	DQO	OD	CF (NMP/100ml)
GALLINAS	0.21	0.06	0.6	78	7.3	22
PIEDRAS	0.16	0.04	0.6	100.5	7.1	39
TAMASOPO	0.13	0.05	0.5	129.25	7.3	2400

#### 4.2. Calibración del componente hidráulico y de calidad del agua.

Los parámetros del modelo se ajustaron mediante prueba y error, con el fin de que los resultados de la simulación coincidan con los datos medidos en campo (Libin Chen, Zhifeng Yang, & Haifei Liu, 2016), para ello fue necesario realizar varios experimentos. El periodo de calibración fue de 5 días.

La **Tabla 4.2** muestra los coeficientes utilizados para optimizar la comparación de los resultados del modelo con los datos medidos. Lo anterior, con base a revisión literaria (Libin Chen, Zhifeng Yang, & Haifei Liu, 2016; Chun-xue Zhang & Xue-yi You, 2016; Zhen-Gang Ji, 2008; Gula Tang, y otros, 2016), que permitió adoptar valores para minimizar la diferencia.

**Tabla 4.2. Principales coeficientes y constantes modificadas en el modelo hidrodinámico y de calidad del agua**

Parámetro	Valor	Unidad
<b>Módulo hidrodinámica</b>		
Altura de rugosidad de fondo	0.02	m
Constante horizontal de viscosidad de Eddy	0.09	m <sup>2</sup> /s
<b>Módulo calidad del agua época de secas</b>		
Tasa de la constante de reaeración	5.32	-
Factor de reajuste de reaeración	1	-
Tasa de temperatura de la constante de reaeración	1.1	-
Tasa decaimiento de DQO	0.007	día <sup>-1</sup>
Tasa máxima de nitrificación	0.07	día <sup>-1</sup>
Temperatura de referencia para la nitrificación	27	°C
Tasa de mineralización mínima de fosfatos	0.05	día <sup>-1</sup>
<b>Módulo calidad del agua época de lluvia</b>		
Tasa de la constante de reaeración	5.32	-
Factor de reajuste de reaeración	1.7	-
Tasa de temperatura de la constante de reaeración	1	-
Tasa decaimiento de DQO	0.004	día <sup>-1</sup>
Tasa máxima de nitrificación	0.1	día <sup>-1</sup>
Temperatura de referencia para la nitrificación	27	°C
Tasa de mineralización mínima fosfatos	0.05	día <sup>-1</sup>

Hay que mencionar, además, que también fue necesario la observación estadística en el modelo hidrodinámico y de calidad del agua. En lo que se refiere a calibración hidrodinámica se calculó la raíz del error cuadrático medio (RMSE) para observar el ajuste de las magnitudes y direcciones de las velocidades medidas en los periodos de secas y lluvia, en cuanto a los datos de calidad del agua se utilizó el coeficiente de eficiencia de Nash Sutcliffe, que también sirve en la evaluación del nivel predictivo de los modelos hidrológicos, tiene un umbral de 0.5 <NSE< 0.65 para que el modelo sea satisfactorio, entre más se acerque a 1 quiere decir que el modelo se ajusta adecuadamente (López M. P., 20120). En cuanto al valor de RMSE, un resultado cerca de 1 tiene una pobre capacidad del modelo y valores por debajo de 0.3 significa que el modelo tiene un buen desempeño (Dou, 2017).



A continuación, se describe las ecuaciones:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - p_i)^2}{N}} \quad (16)$$

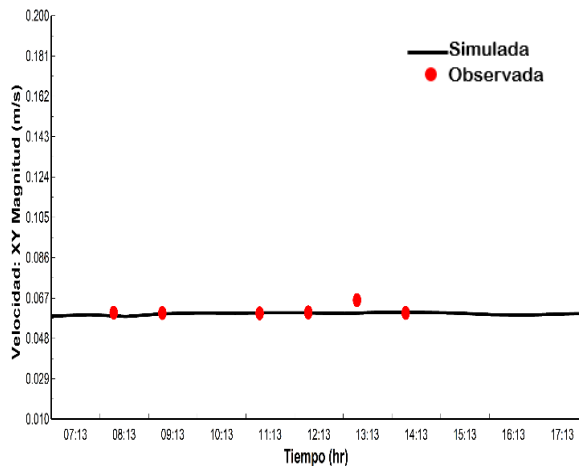
$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_m^t - Q_0^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - \bar{O}_0)^2} \quad (17)$$

Donde  $O_i$  y  $p_i$  corresponden a los datos medidos y simulados, respectivamente,  $N$  es número de la muestra en las series temporales.  $Q_0$  son los valores medidos,  $Q_m$  son los valores simulados,  $Q_0^t$  son los valores medidos en el tiempo  $t$ ,  $\bar{O}_0$  valor de la media de datos medidos.

#### 4.2.1. Calibración componente hidrodinámico.

En la **Figura 4.16** se observa la correlación de los datos observados con los simulados para el componente hidrodinámico, en donde se obtuvo un RMS de 0.002 para el mes de mayo, primera medición (figura a) y para septiembre, segunda medición (figura b) un valor de RMS de 0.007. Por su parte la **Figura 4.17** muestra la comparación de los vectores de velocidad observados vs simulados, rojo y azul, respectivamente, comprobando que el comportamiento es admisible en cuanto a magnitud y dirección se refiere.

a) Época de secas



b) Época de lluvias

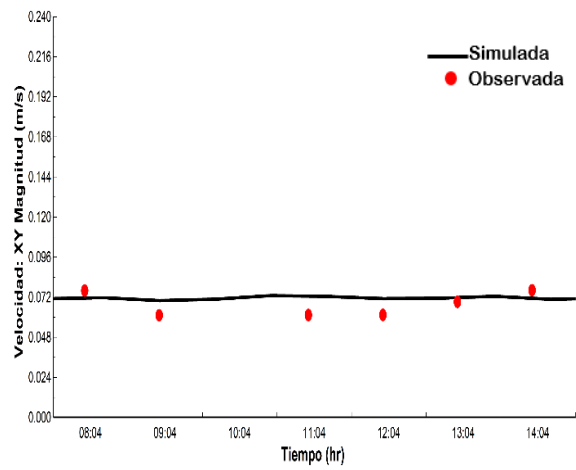


Figura 4.16. Magnitud de velocidad ( $m \cdot s^{-1}$ ), datos observados Vs datos simulados.

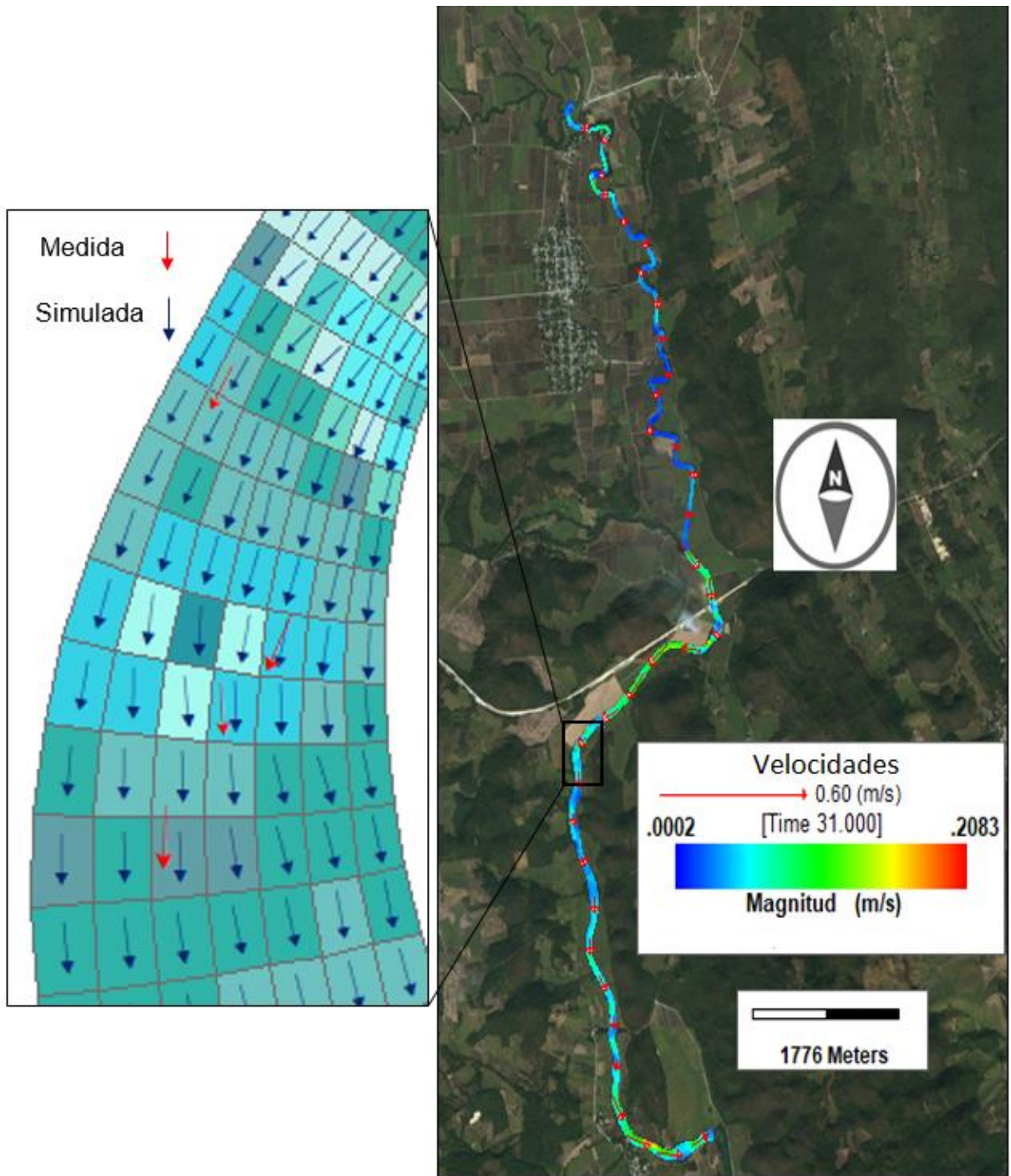


Figura 4.17. Valores de velocidades medidos y simulados en el río Gallinas.

#### 4.2.2. Calibración componente calidad del agua.

Los datos de calidad del agua medidos fueron requeridos para calibrar el modelo de calidad del agua, con la finalidad de que los datos calculados coincidan con los medidos. En este estudio se analizaron los siguientes parámetros: fosfatos ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), nitrógeno de nitratos ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto (OD) y Coliformes Fecales (CF). Los datos de comparación observados vs. simulados se muestran a partir de la **Figura 4.18** hasta la **Figura 4.23** y en la **Tabla 4.3** se describen los resultados estadísticos NSE para cada variable estudiada.

**Tabla 4.3. Resultados del Coeficiente de Nash Sutcliffe (NSE)**

$\text{PO}_4\text{-P}$		$\text{NH}_3\text{-N}$		$\text{NO}_3\text{-N}$		DQO		OD		C.F	
Secas	Lluvia	Secas	Lluvia	Secas	Lluvia	Secas	Lluvia	Secas	Lluvia	Secas	Lluvia
0.99	0.89	0.97	0.94	0.73	0.94	0.95	0.76	0.65	0.80	0.99	0.91

##### 4.2.2.1. Fosfatos.

En la **Figura 4.18**, se observa que el ajuste de los datos medidos con los simulados es bastante bueno, así lo demuestran los resultados estadísticos NSE calculados los cuales se encuentran descritos en la **Tabla 4.3**.

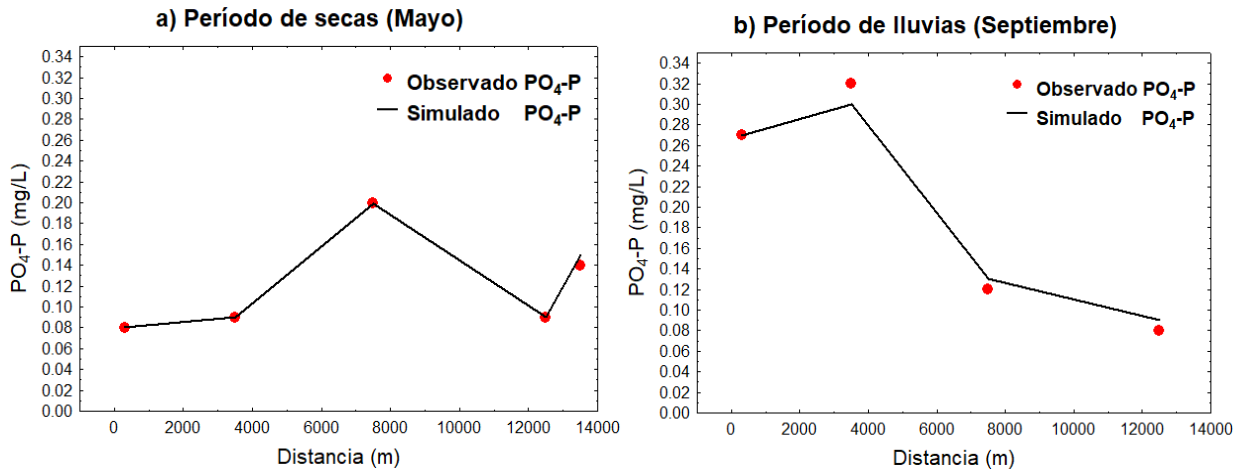


Figura 4.18. Comparación datos de PO<sub>4</sub>-P observados vs. simulados, río Gallinas.

#### 4.2.2.2. Nitrógeno Amoniacal.

Los resultados de calibración de NH<sub>3</sub>-N se presentan en la **Figura 4.19**, en la cual se observa que el ajuste entre los valores simulados y medidos es bueno; la **Tabla 4.3** indica los resultados estadísticos de NSE. Además, se logra identificar que los datos simulados siguen la tendencia de los datos medidos.

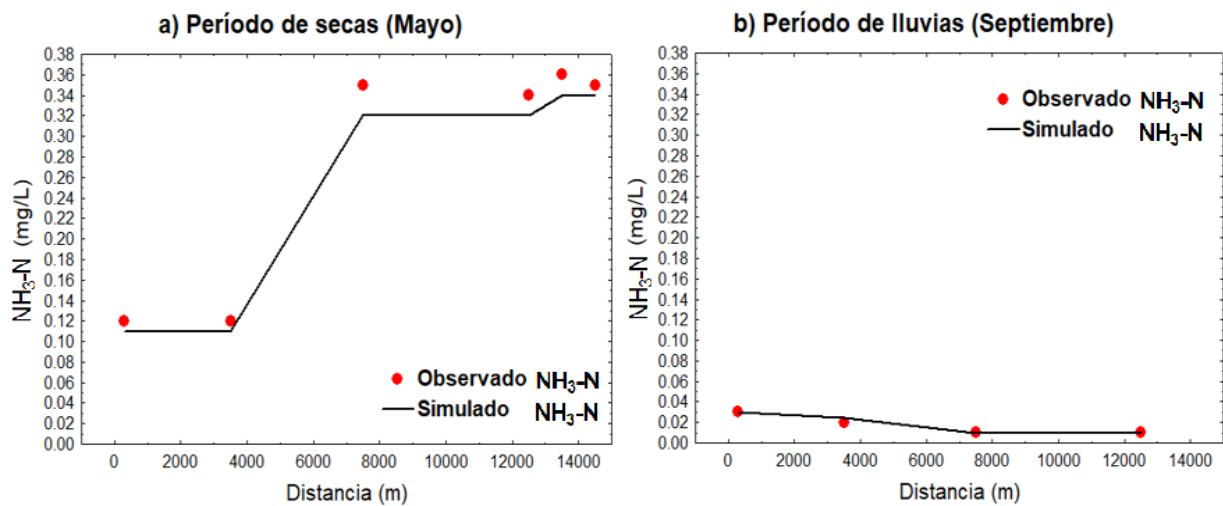


Figura 4.19. Comparación datos de NH<sub>3</sub>-N observados vs. simulados, río Gallinas.

#### 4.2.2.3. Nitrógeno de Nitratos.

En los nitratos la correlación entre los datos medidos con los simulados fue más baja en época de secas, según los datos estadísticos (Tabla 4.3), la Figura 4.20 también refleja lo dicho anteriormente, a diferencia de la época de lluvias que obtuvo un mejor ajuste, puesto que los datos medidos se mantuvieron más constantes y oscilaron en rangos más pequeños (0.3mg/L a 0.6 mg/L) logrando una mejor correlación con el modelo. Cabe señalar, que en la calibración de este parámetro influyen diversidad de variables, es el caso del proceso de nitrificación que desempeña un papel fundamental, puesto que ahí ocurren dos etapas de transformación que son: la oxidación de  $\text{NH}_3\text{-N}$  a  $\text{NO}_2\text{-N}$  a través de las bacterias *nitrosomonas* y la oxidación de  $\text{NO}_2\text{-N}$  a  $\text{NO}_3\text{-N}$  por bacterias *nitrobacter* (Zhen-Gang Ji, 2008).

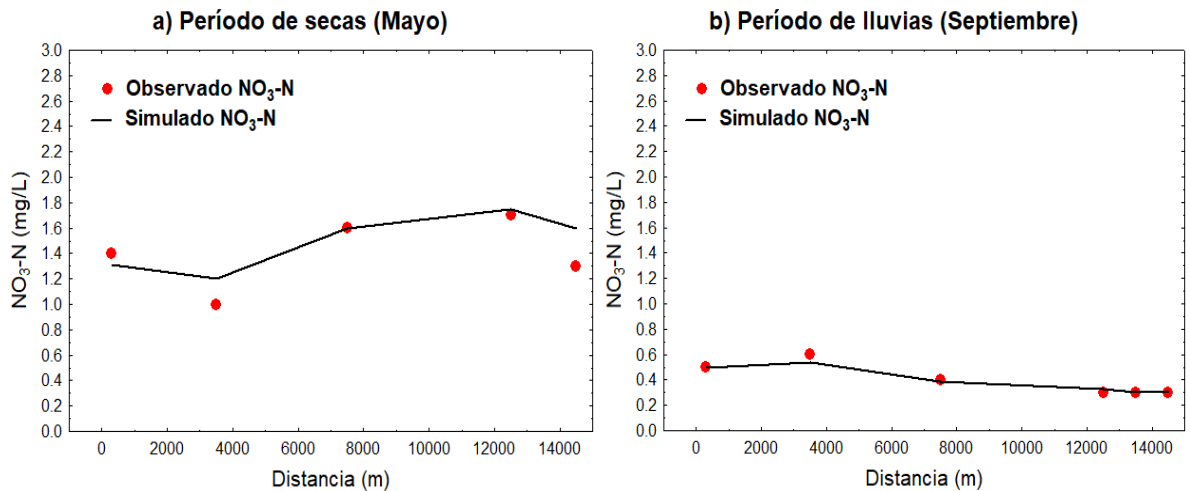


Figura 4.20. Comparación datos de  $\text{NO}_3\text{-N}$  observados vs. simulados, río Gallinas.

#### 4.2.2.4. Demanda Química de Oxígeno.

La calibración para demanda química de oxígeno se observa en la Figura 4.21, en este caso la correlación de los datos observados con los simulados disminuyo. sin embargo, los valores estadísticos NSE arrojaron resultados favorables que se encuentran

dentro del umbral para que el modelo sea satisfactorio (**Tabla 4.3**), lo que quiere decir que el modelo hace una buena representación de esta variable, además los valores simulados siguen la tendencia de los valores medidos.

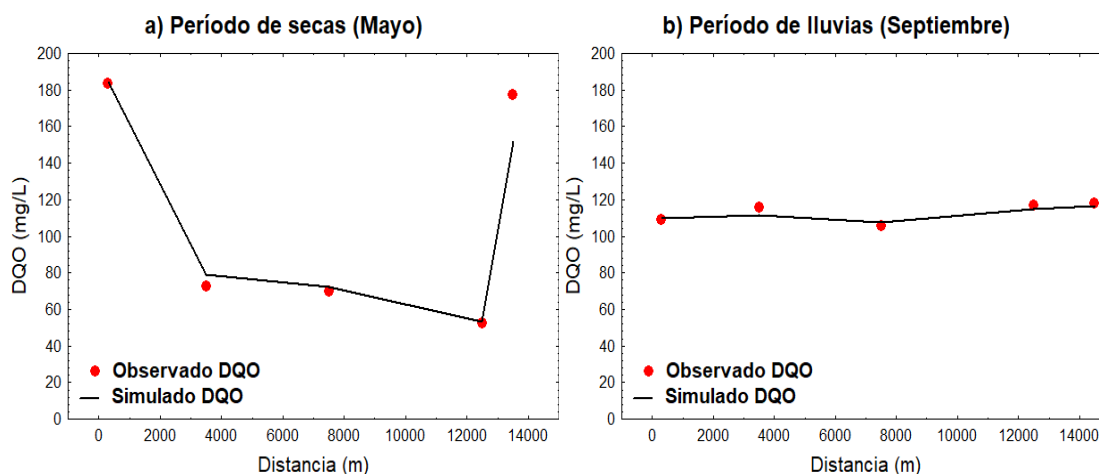


Figura 4.21. Comparación datos de DQO observados vs. simulados, río Gallinas.

#### 4.2.2.5. Oxígeno Disuelto.

Los resultados de la calibración de OD se muestran en la **Figura 4.22** donde la gráfica a) presenta los datos para época de secas, y la gráfica b) indica los valores para la época de lluvia. Se puede observar que el ajuste de los datos medidos con los simulados para el periodo de secas tiene una correlación menor que el periodo de lluvias, como se observa en los resultados del coeficiente NSE que se encuentran en la **Tabla 4.3**

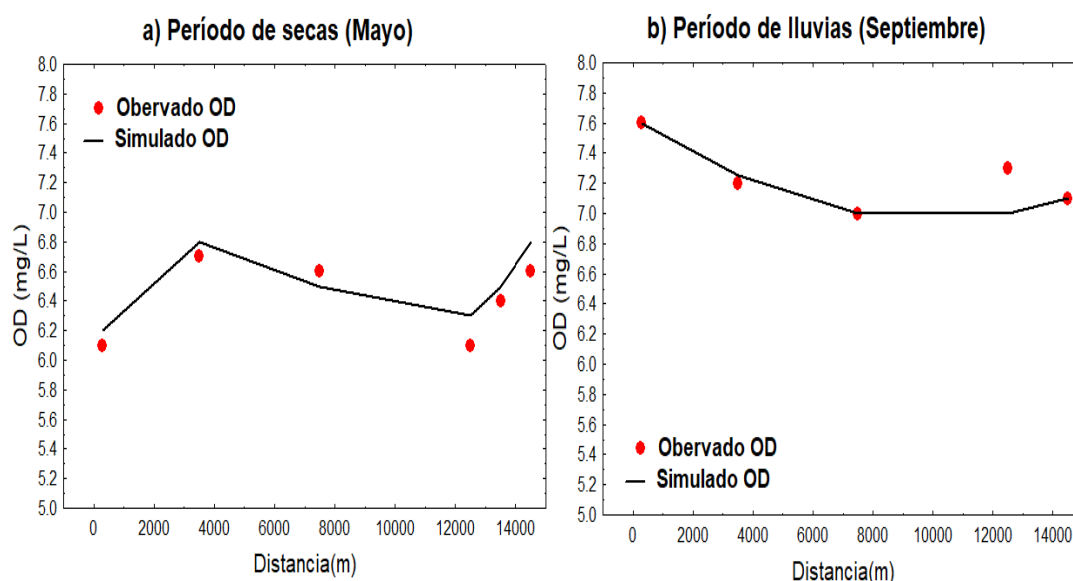
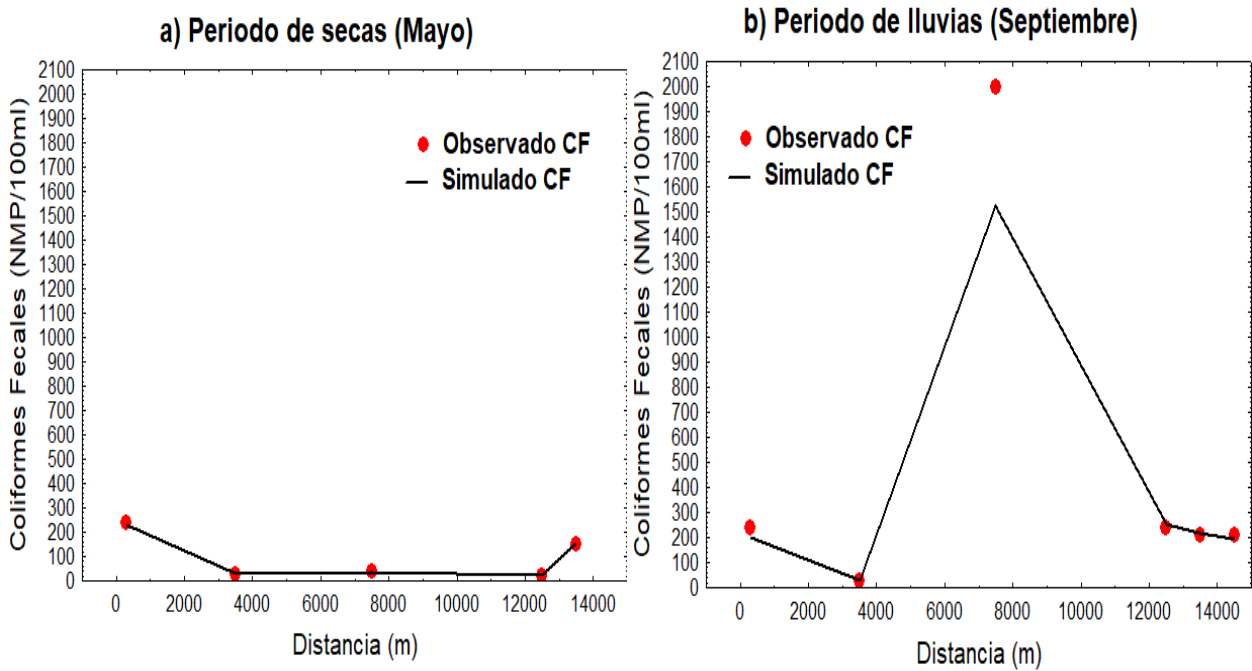


Figura 4.22. Comparación datos de OD observados vs. simulados, río Gallinas.

#### 4.2.2.6. Coliformes Fecales.

El ajuste de esta variable tuvo muy buenos resultados estadísticos (Tabla 4.3), así también lo muestra la Figura 4.23, sobre todo para la época de secas. En el modelo este parámetro no tiene interacción con otras variables de estado, así que definir los coeficientes más adecuados para la tasa de decaimiento de Coliformes Fecales no influyo en las demás variables analizadas, los valores adoptados para obtener el mejor ajuste se describen en la Tabla 4.2.





**Figura 4.23. Comparación datos de Coliformes Fecales observados vs. simulados, río Gallinas.**

Como se pudo observar el modelo se ajusta eficientemente a las condiciones reales del cuerpo de agua objeto de estudio demostrando que EFDC Explorer es un modelo adecuado para representar las características y comportamiento de los contaminantes. Cabe notar que el proceso de calibración es uno de los procesos más complejos en la ejecución del modelo ya que la presencia de fuentes difusas difícilmente se puede representar.

### 4.3. Simulación hidrodinámica.

La hidrodinámica describe la magnitud y dirección de las velocidades, principalmente. En este módulo se tuvo en cuenta las forzantes meteorológicas como temperatura, radiación solar, precipitación, evaporación y presión atmosférica. La velocidad y dirección del viento también fueron cargados al modelo, sin embargo, esta

variable no tiene influencia en el río, al ser un cuerpo de agua que se desplaza por gravedad, la variable se adiciono como requisito para lograr ejecutar el modelo.

Detalles metodológicos para tener en cuenta en la modelación hidrodinámica (Zhen-Gang Ji, 2008):

- ✓ Todos los forzamientos externos incluidas las condiciones de limites abiertos, las fuentes puntuales y no puntuales y forzamientos meteorológicos deben abarcar todo el periodo de modelado.
- ✓ Los forzamientos meteorológicos como la velocidad y dirección del viento, temperatura del aire, radiación solar, precipitación y evaporación deben especificarse en las unidades correctas.
- ✓ Las fuente puntuales y no puntuales deben estipularse en las celdas adecuadas.
- ✓ Para modelos hidrodinámicos, el parámetro que determina la fricción de fondo como la altura de la rugosidad es el más ajustado en la calibración.
- ✓ El paso del tiempo para la calibración debe ser lo suficientemente pequeño para asegurar la estabilidad computacional.
- ✓ Las profundidades de agua negativas o cero pueden conllevar a una inestabilidad computacional.

A continuación, se describe los resultados para el escenario 1 correspondiente a las condiciones normales encontradas en los periodos de muestreo (secas y lluvias):

### **4.3.1. Resultados del componente hidráulico.**

A continuación se muestra el comportamiento de la magnitud y dirección de la velocidad tanto para la época seca (mayo) como de lluvias (septiembre), las cuales se encuentran gobernadas principalmente por los meandros del río, rugosidad y los niveles de elevación, en la se puede observar que la magnitud de las velocidades aumento para

la época de lluvias donde la mayor velocidad alcanza 0.2447 m/s, situación que se ve reflejada de igual manera en los vectores de velocidad que aunque no varían en gran proporción comparados con los vectores de secas se nota la diferencia si se tiene en cuenta que el rango de las magnitudes en período de secas es menor (0.0008 a 0.1778m/s) y en lluvias es mayor (0.007 a 0.2446 m/s), las velocidades en el río Gallinas son bajas, solamente cuando se encuentran cascadas las velocidades aumentan pero luego retoma velocidades más pequeñas, es decir que el perfil longitudinal de un río cuenta con rápidos y remansos. Ollero *et al.*, (2009), afirman que, en cursos altos de fuerte pendiente los puntos de incremento corresponden a los saltos o cascadas y los de decremento a pozas. En los resaltes es donde la corriente gana velocidad y el flujo puede romperse, agitarse, volverse turbulento, convirtiéndolo en una fase lótica, mientras que en las pozas la corriente circula a escasa velocidad, convirtiéndolo en una fase léntica.

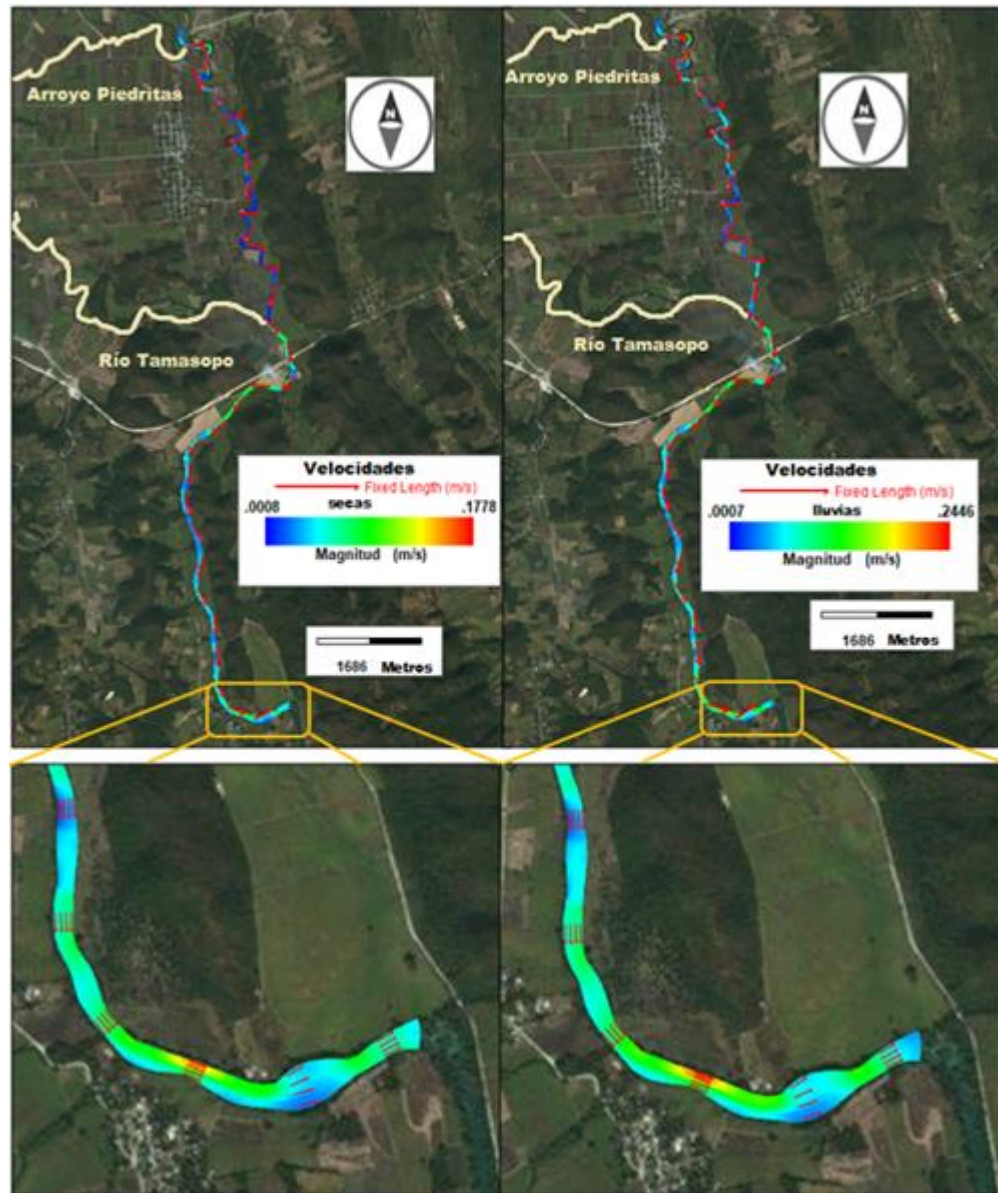


Figura 4.24. Magnitud y dirección de velocidad en el río Gallinas, año 2018

En cuanto a los caudales del río se encontró que para época de secas el rango oscila entre 0.015 a 2.6 m<sup>3</sup>/s mientras que en el período lluvioso aumento iniciando 0.0306 a 3.43 m<sup>3</sup>/s (Figura 4.25).

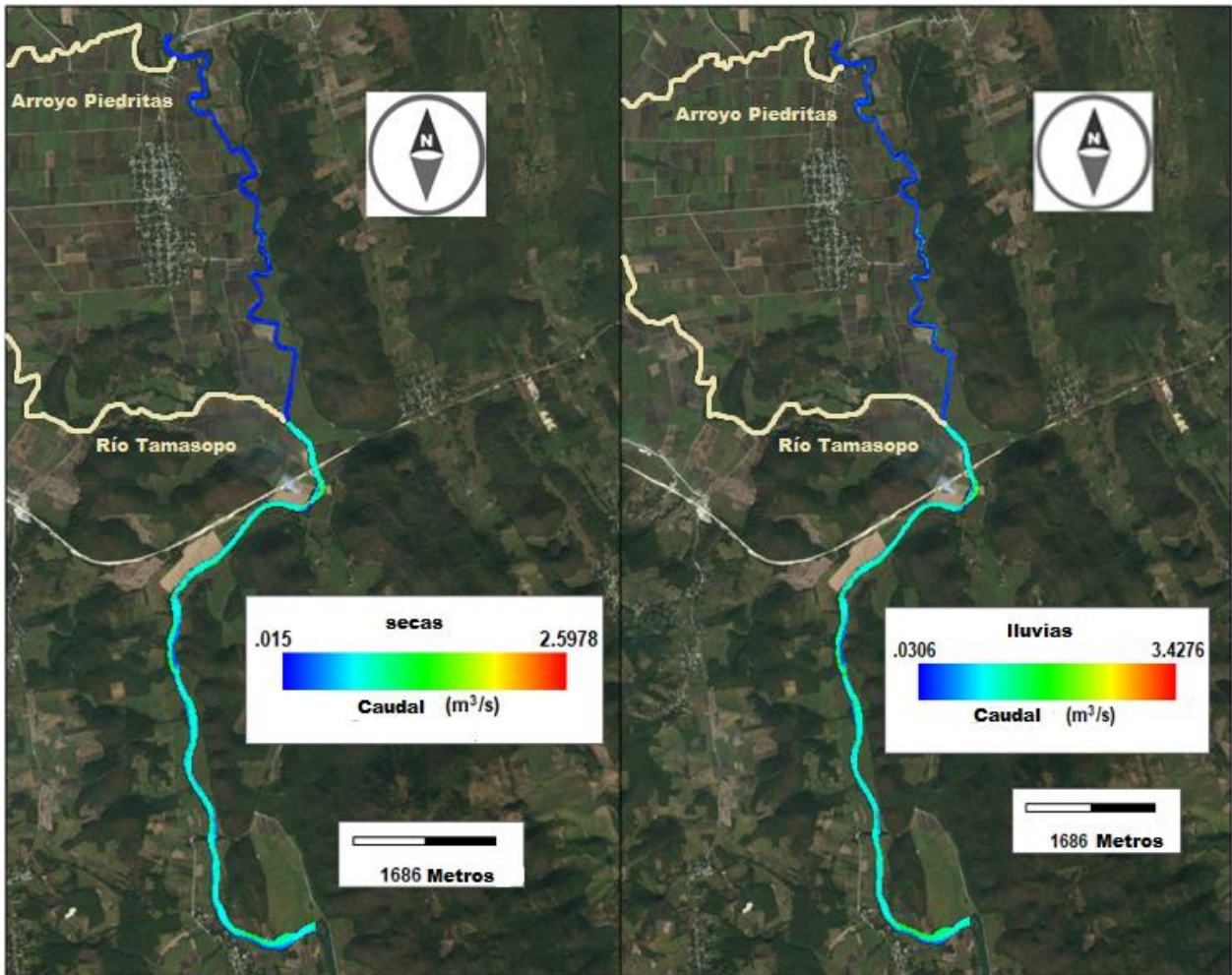


Figura 4.25. Comportamiento de caudales en el río Gallinas, año 2018.

En cuanto a profundidad el río Gallinas es muy heterogéneo, así como hay lugares poco profundos se pueden encontrar transectos en ciertos puntos no muy comunes donde la profundidad alcanza hasta 6m, generalmente las profundidades variaron entre 0.5 a 2.5 m (Figura 4.26)

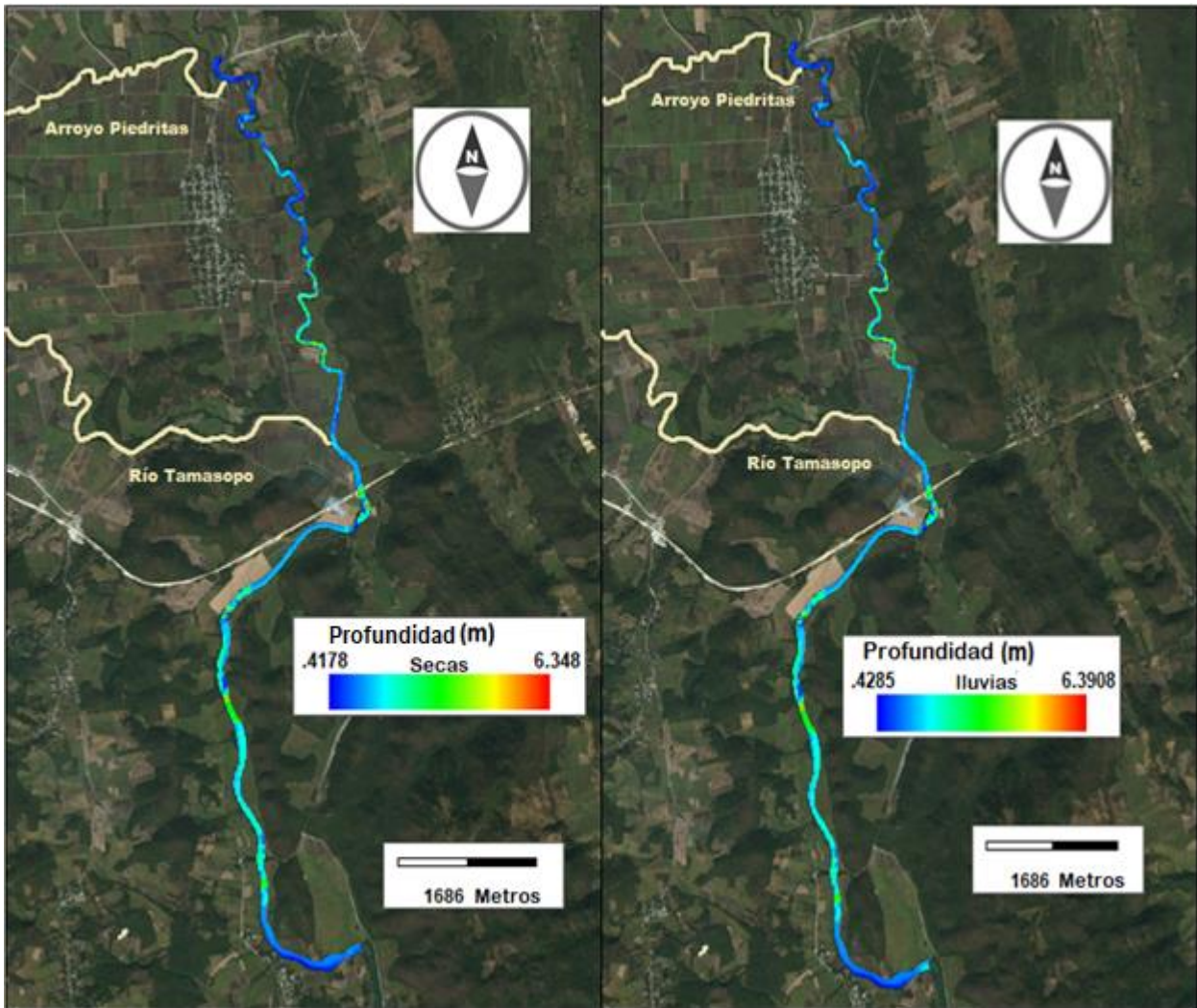


Figura 4.26. Profundidades en el río Gallinas, año 2018.

#### 4.4. Simulación de la calidad del agua.

La simulación de la calidad del agua describe el comportamiento de los diferentes parámetros medidos en el río Gallinas, con respecto al espacio y tiempo. Entre las variables se encuentran: fosfatos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitratos, demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto y coliformes fecales.

#### 4.4.1. Resultados del componente calidad del agua.

La calidad del agua se determina mediante la caracterización física y química de muestras de agua y su comparación con normas y estándares de calidad (CONAGUA, 2018). Enseguida se hace una descripción de los resultados obtenidos en la simulación de calidad del agua tanto para la época de secas como de lluvias, en este apartado se verá reflejado el escenario número 1 (E1), que hace referencia a las condiciones normales en las que se encontró el río Gallinas.

##### 4.4.1.1. Simulación para fosfatos ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ).

En la **Figura 4.27**, se detalla un aumento de concentración de  $\text{PO}_4\text{-P}$  en temporada de lluvias en comparación con los resultados obtenidos en temporada seca, encontrándose rangos que oscilan entre 0.08 a 0.19 mg/L en secas y de 0.13 a 0.22 mg/L en lluvias, el comportamiento viene dado debido a que en época de lluvia hay lixiviación de los fertilizantes que pueden incrementar los niveles de concentración en el río (Dirección de investigación y extensión de la caña de azúcar, 1999).

El perfil longitudinal del río Gallinas muestra que cuando se une el río Tamasopo con el río Gallinas a los 6250m los fosfatos alcanzan un valor similar en ambas épocas puesto que las concentraciones oscilan entre 0.13 a 0.19 mg/L de  $\text{PO}_4\text{-P}$  manteniendo posteriormente una tendencia prácticamente constante hasta terminar el tramo de estudio.

Según el análisis estadístico de regresión lineal de la determinante de calidad del agua  $\text{PO}_4\text{-P}$  con respecto a la distancia señala que para tiempo de secas la concentración puede aumentar  $9.3\text{E}^{-6}$  mg/L por cada metro y para tiempo de lluvias disminuye  $6.8\text{E}^{-6}$  mg/L. Lo que quiere decir que en época de lluvias hay mejor asimilación del contaminante

## Aplicación del modelo matemático.

a pesar de presentar incremento en las concentraciones debido al arrastre de nutrientes en el suelo.

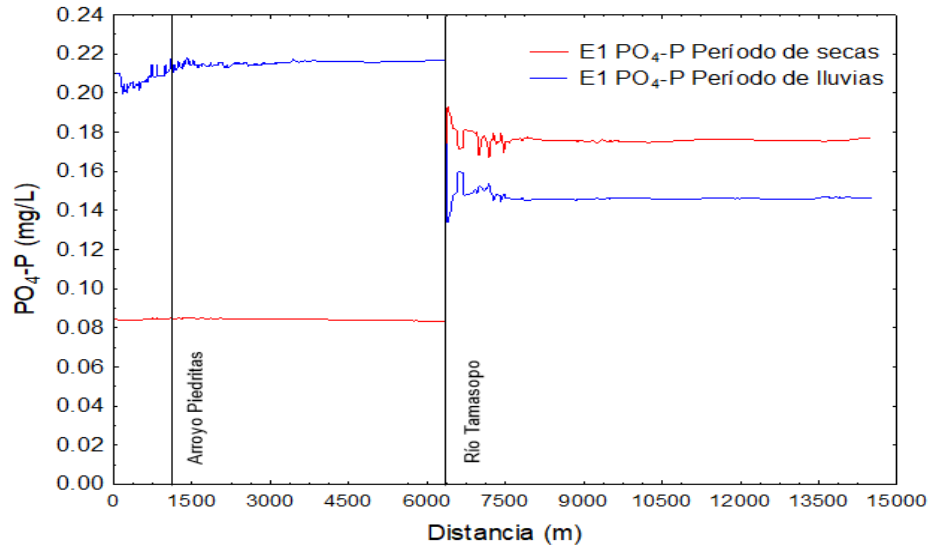


Figura 4.27. Comportamiento longitudinal de PO<sub>4</sub>-P en el río Gallinas, Escenario número 1 en períodos de secas y lluvias.

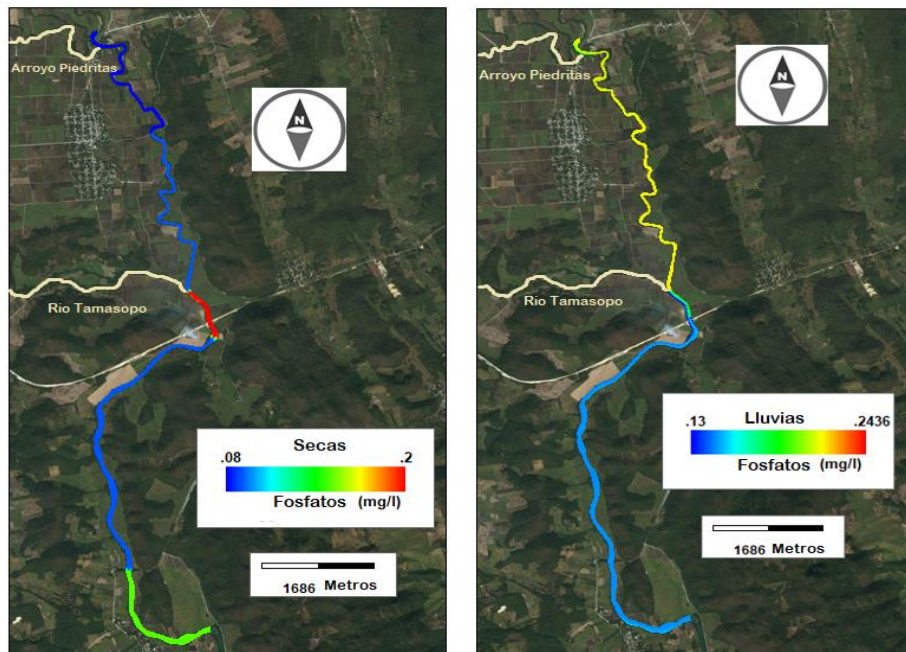


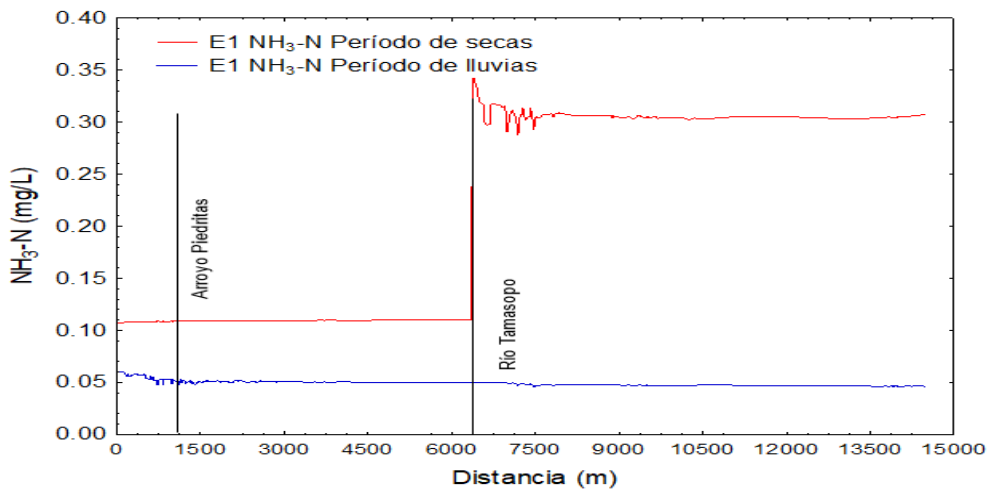
Figura 4.28. Simulación PO<sub>4</sub>-P (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.



4.4.1.2. Simulación para nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N).

De acuerdo con la **Figura 4.29** se resalta que la época seca tuvo concentraciones más altas que van desde 0.11 mg/L a 0.34 mg/L, a diferencia de la temporada de lluvia que arroja valores bajos a partir de 0.05 mg/L a 0.06 mg/L. Además, se observa que la concentración más elevada de 0.34 mg/L, se presenta a los 6250 m después de la confluencia del río Tamasopo, lo cual quiere decir que dicha fuente está interviniendo fuertemente el sector medio del área de estudio, convirtiéndose en una fuente contaminante puntual, producto de actividades antropogénicas como: la agroindustria y ganadería practicadas alrededor del río, sumado a ello la presencia de vertimientos de aguas residuales municipales en el río Tamasopo.

Adicionalmente el análisis estadístico señala que en época seca la determinante de calidad NH<sub>3</sub>-N aumenta  $1.99E^{-5}$  mg/L cada metro, lo que quiere decir que en esa estación el río Gallinas no es capaz de asimilar los vertimientos de NH<sub>3</sub>-N. A diferencia de la época de lluvias que, si actúa favorablemente ante la asimilación de dicho contaminante, disminuyendo  $4.9E^{-7}$  mg/L cada metro la componente NH<sub>3</sub>-N.



**Figura 4.29. Comportamiento longitudinal de NH<sub>3</sub>-N, en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de sequías y lluvias.**

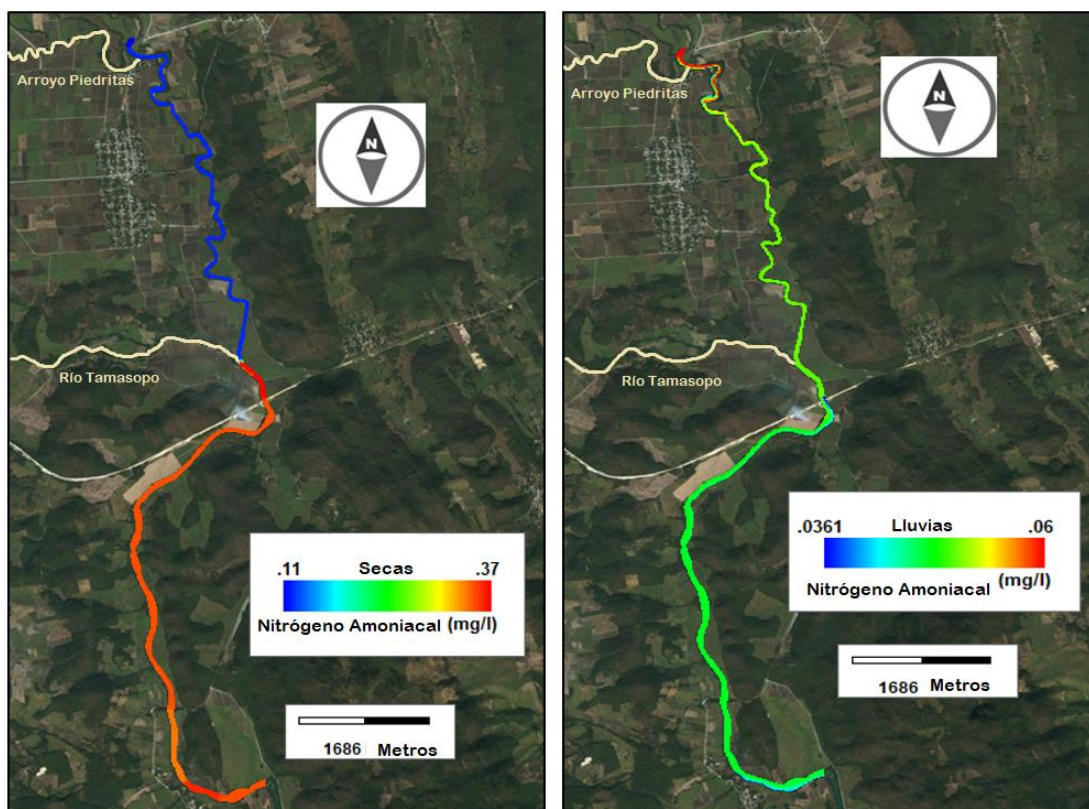


Figura 4.30. Simulación longitudinal NH<sub>3</sub>-N (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.

#### 4.4.1.3. Simulación para nitrógeno de nitratos (NO<sub>3</sub>-N).

Al comparar los resultados de NO<sub>3</sub>-N con los de NH<sub>3</sub>-N se ve claramente que los valores son congruentes, es decir, si en la época de secas se encontró mayor presencia de NH<sub>3</sub>-N lo más seguro es que haya mayor NO<sub>3</sub>-N, de acuerdo con lo anterior se observa que efectivamente el período de secas fue el más alto ya que obtuvo valores entre 1.22 mg/L a 1.69.mg/L, a diferencia del período de lluvias que obtuvo valores entre 0.48 a 0.60 mg/L, prácticamente el comportamiento se asemeja al de NH<sub>3</sub>-N y esto es debido a que, en el ciclo del nitrógeno interfieren microorganismos nitrificantes que lo transforman. En la **Figura 4.31** se aprecia que los niveles más altos se dan nuevamente en el sector donde

confluye el río Tamasopo (cuerpo de agua receptor de aguas residuales agroindustriales y municipales).

El análisis estadístico para la determinante de calidad  $\text{NO}_3\text{-N}$  indica que en época seca el río Gallinas no está asimilando el vertimiento de  $\text{NO}_3\text{-N}$  ya que presenta un incremento de  $4.2 \text{ E}^{-5} \text{ mg/L}$  cada metro, lo contrario ocurre en tiempo de lluvias pues cada metro disminuye  $9.0\text{E}^{-6}$ , por lo tanto, la mejor estación para la asimilación de dicho contaminante es invierno.

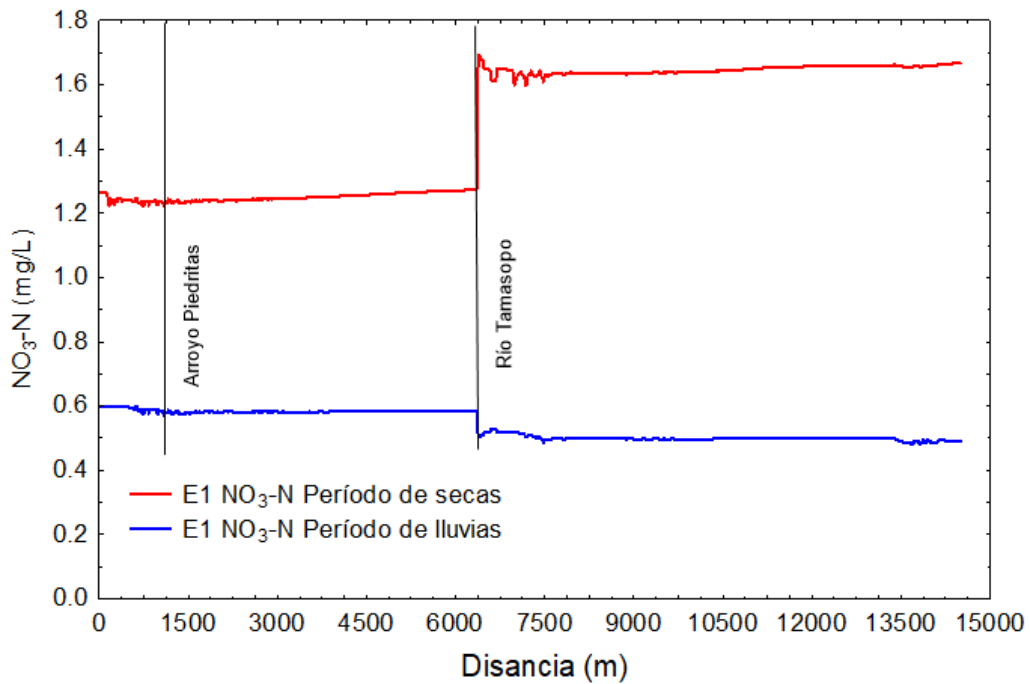


Figura 4.31. Comportamiento longitudinal de  $\text{NO}_3\text{-N}$  en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.

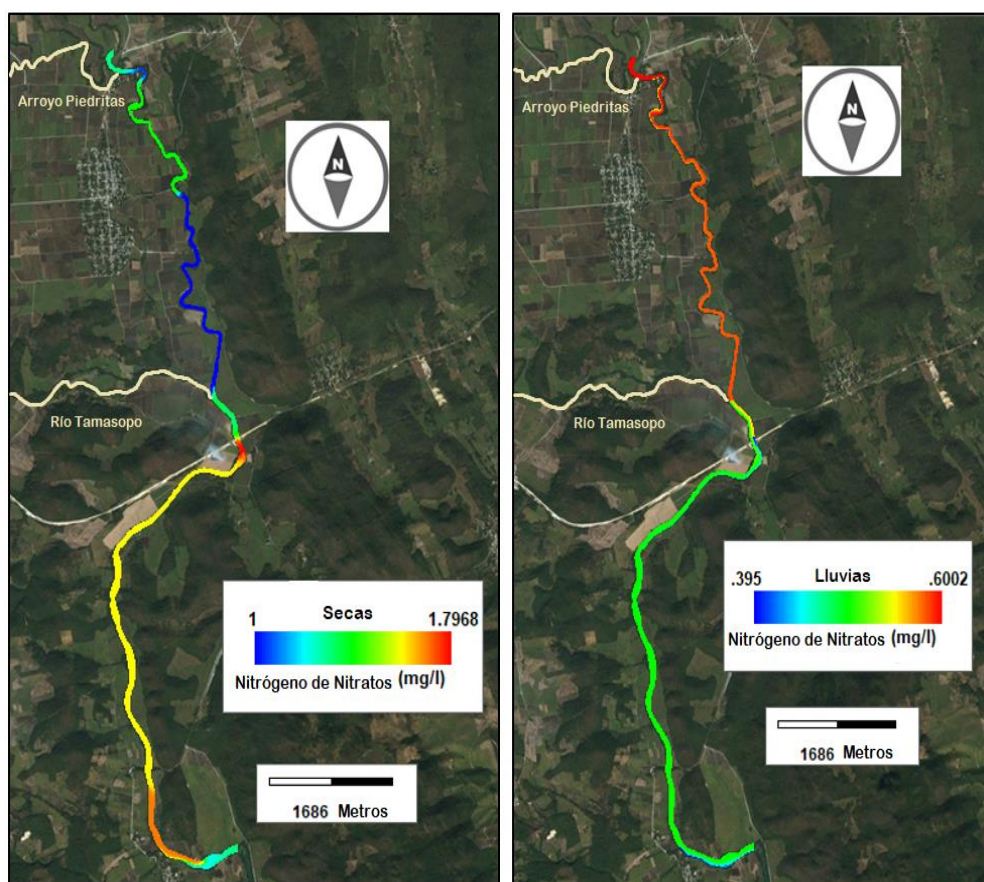
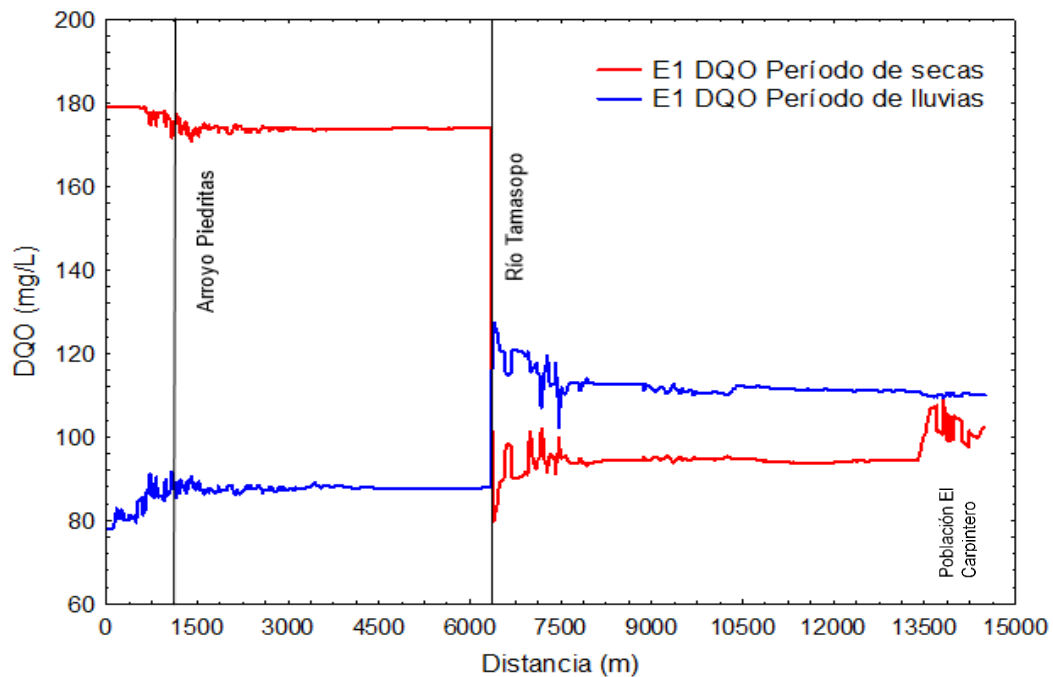


Figura 4.32. Simulación  $\text{NO}_3\text{-N}$  (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.

#### 4.4.1.4. Simulación para demanda química de oxígeno (DQO).

En época de secas las concentraciones fluctuaron entre 79.88 mg/L y 179.88 mg/L, adicionalmente el río Gallinas si está siendo capaz de asimilar el vertimiento de DQO gracias a la aportación del río Tamasopo logrando asimilar  $8.0 \text{ E}^{-3}$  mg/L cada metro después de la llegada del aporte anteriormente mencionado que para época seca no presentó concentraciones altas en comparación con el tiempo lluvioso. El incremento en la concentración que se observa al final del tramo se debe a aportaciones difusas generadas por la presencia de la población El Carpintero que no cuenta con sistemas de drenaje.

Como se describió en el párrafo anterior, para el periodo de lluvias se observa un comportamiento opuesto al de secas cuando se presenta el aporte del río Tamasopo ya que, a esa misma distancia en vez de disminuir, las concentraciones aumentan alcanzado un valor máximo de 127.40 mg/L el cual empieza a descender gracias a los procesos de transporte en donde se ve reflejado la capacidad que tiene el río para degradar un compuesto contaminante a medida que avanza en tiempo y espacio.



**Figura 4.33. Comportamiento longitudinal de DQO en el río Gallinas, Escenario 1 en periodos de secas y lluvias.**

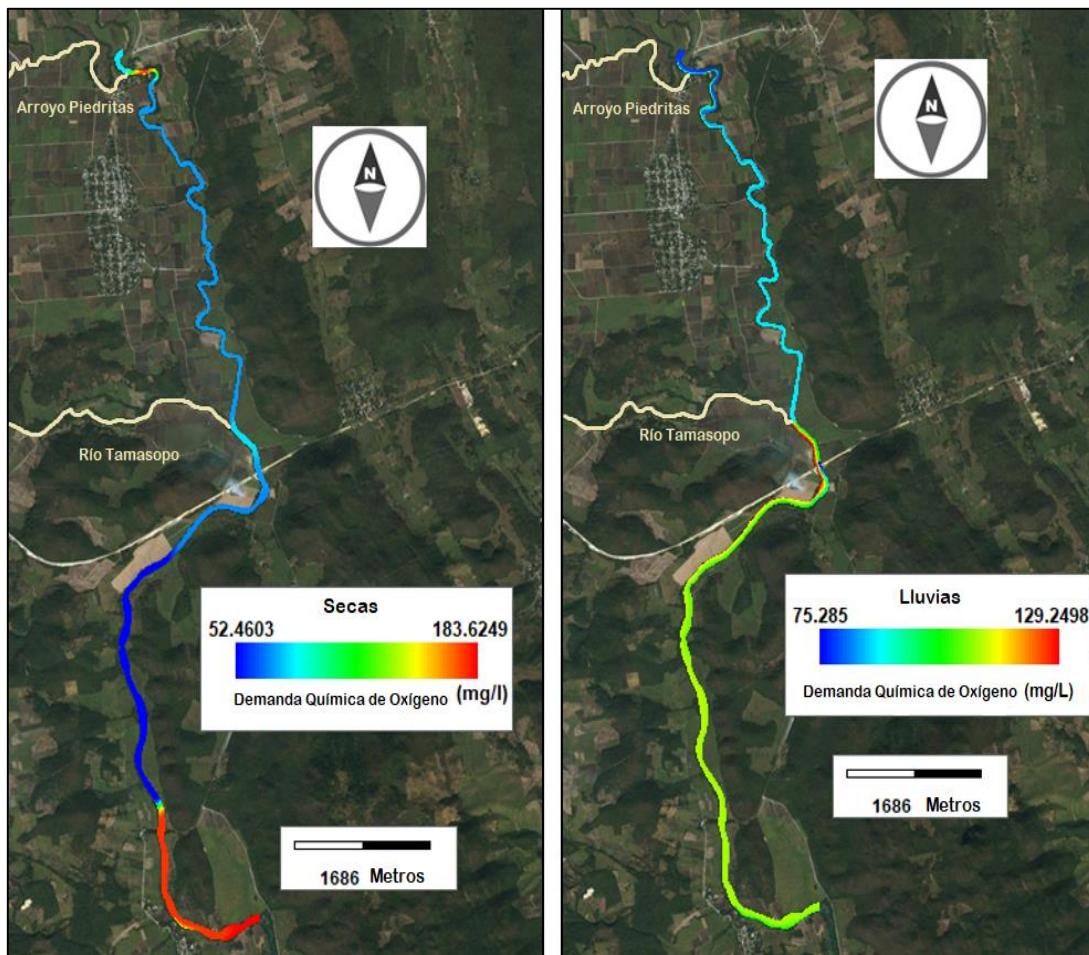


Figura 4.34. Simulación DQO (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.

#### 4.4.1.5. Simulación para oxígeno disuelto (OD).

En la **Figura 4.35** se expone los resultados encontrados para oxígeno disuelto a lo largo de los 15 Km, en donde se puede observar que los datos más bajos se obtuvieron en el período de secas con valores que van desde los 5.68 mg/L a 7.03 mg/L, mientras que en período de lluvias los resultados inician en rangos de 7.14 mg/L y pueden llegar hasta los 7.74 mg/L.

De acuerdo con el Instituto Stevens del Centro Tecnológico para la Innovación en Ingeniería y Educación Científica (2012), describe que los niveles de oxígeno varían de

0 – 18 mg/L. Los valores entre 0 – 4 mg/L representan una calidad de agua mala, de 4.1 - 7.9 mg/L aceptable y de 8 a 12 mg/L buena, así también lo afirma Goyenola (2017). Por su parte, Menéndez (2010), expone que en época donde la temperatura del agua aumenta las concentraciones de OD pueden disminuir, debido al aumento de solubilidad y además es un tiempo que se presta para que los procesos bioquímicos y metabolismos biológicos consuman más OD, igualmente Goyenola (2017) expone que el OD es dependiente de la temperatura, puesto que aguas más cálidas son capaces de disolver menores cantidades de oxígeno, de ahí que una descarga de agua caliente pueda disminuir el OD a niveles por debajo del límite necesario para algunas formas de vida.

Se observa entonces que, la solubilidad del oxígeno en el agua tiene una relación inversa con la temperatura como lo muestra la **Tabla 4.4**, la consecuencia es que en verano las concentraciones de OD en un río tienden a ser más bajas.

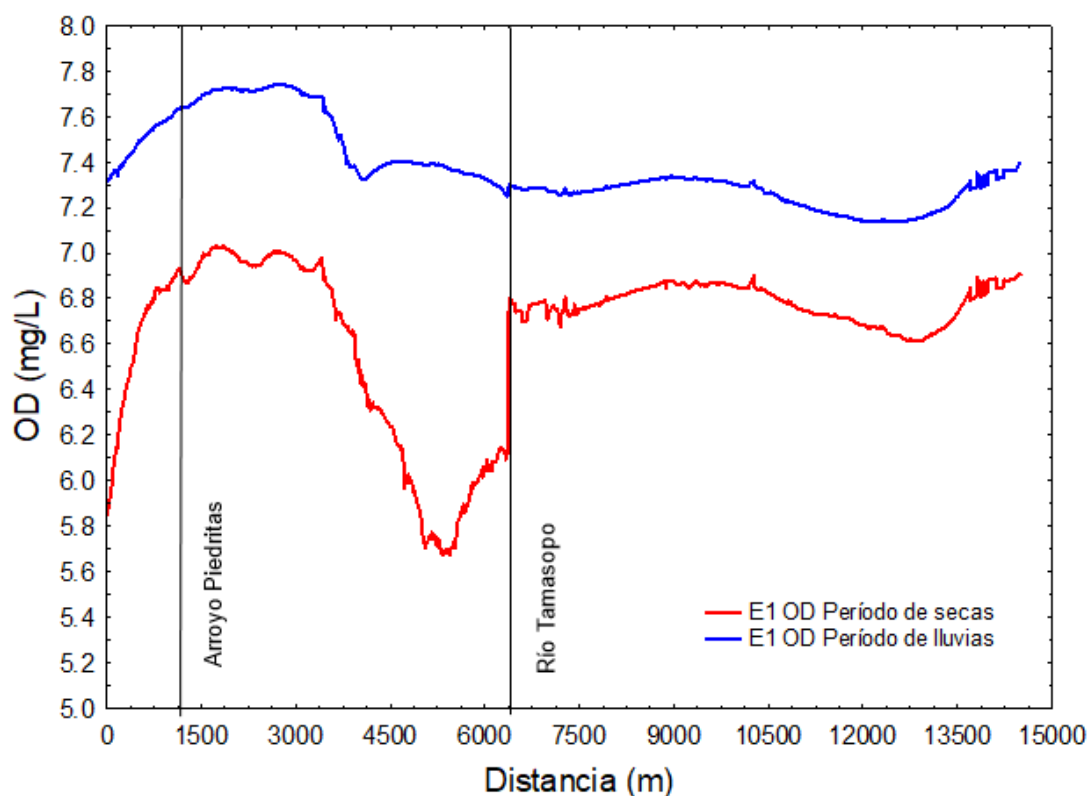
**Tabla 4.4. Dependencia de la concentración de oxígeno disuelto respecto a la temperatura del agua.**

Temp °C	DO mg/l	Temp °C	DO mg/l	Temp °C	DO mg/l	Temp °C	DO mg/l	Temp °C	DO mg/l
0	14.6	5	12.8	10	11.3	15	10.2	20	9.2
1	14.2	6	12.5	11	11.1	16	10.0	21	9.0
2	13.8	7	12.2	12	10.8	17	9.7	22	8.8
3	13.5	8	11.9	13	10.6	18	9.5	23	8.7
4	13.1	9	11.6	14	10.4	19	9.4	24	8.5

**Fuente: Parameters of water quality, Environmental Protection Agency (2001).**

Hay que mencionar, que nuevamente los resultados muestran una tendencia similar a los parámetros analizados anteriormente, es decir que el aporte del río Tamasopo se convierte en un importante afluente que tiene gran influencia sobre el río Gallinas, en la figura 4.33 se puede apreciar que a los 6250 m el río recupera OD, gracias a los saltos y rápidos presentes en la mezcla de los dos ríos.

Finalmente, y de acuerdo a la clasificación del agua en cuanto OD se puede decir que el agua es aceptable, lo cual proporciona concentraciones de OD adecuadas para la vida de la gran mayoría de peces y otros organismos acuáticos (Goyenola, 2007).



**Figura 4.35. Comportamiento longitudinal de OD en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.**



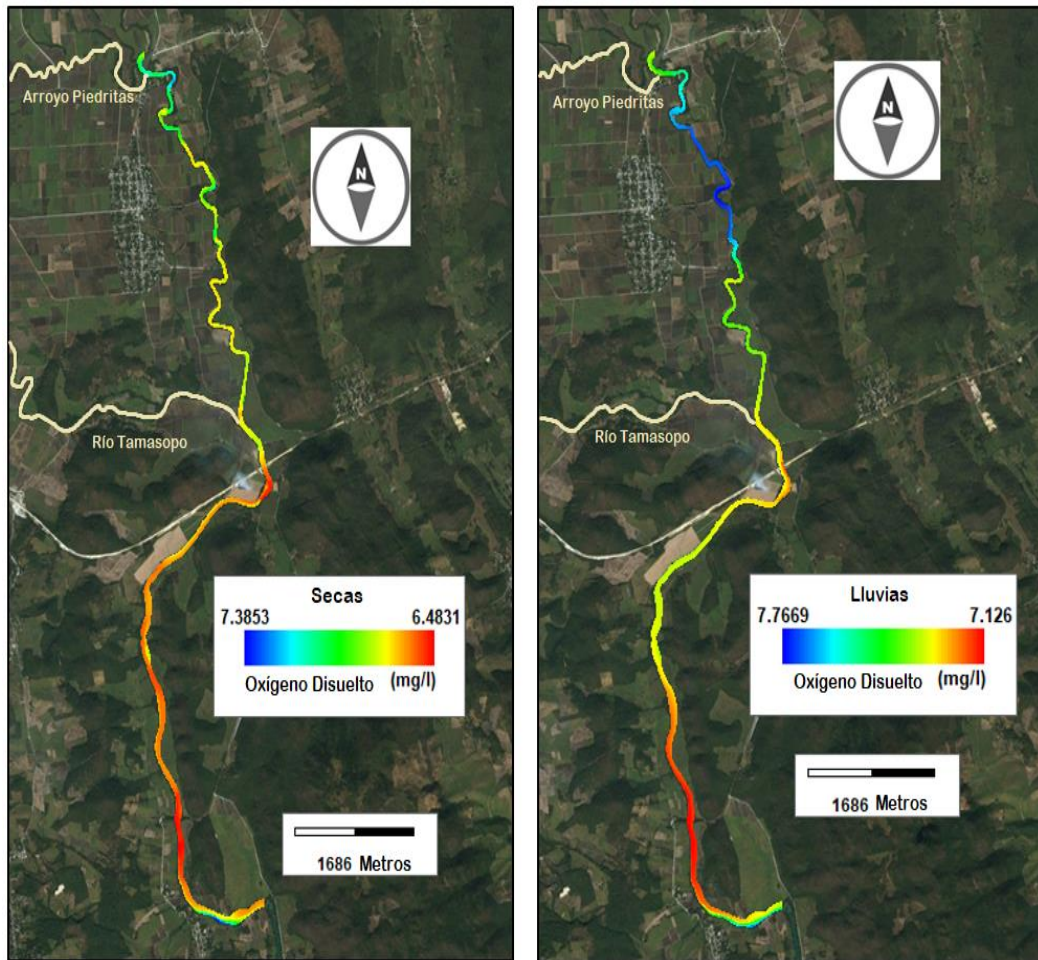
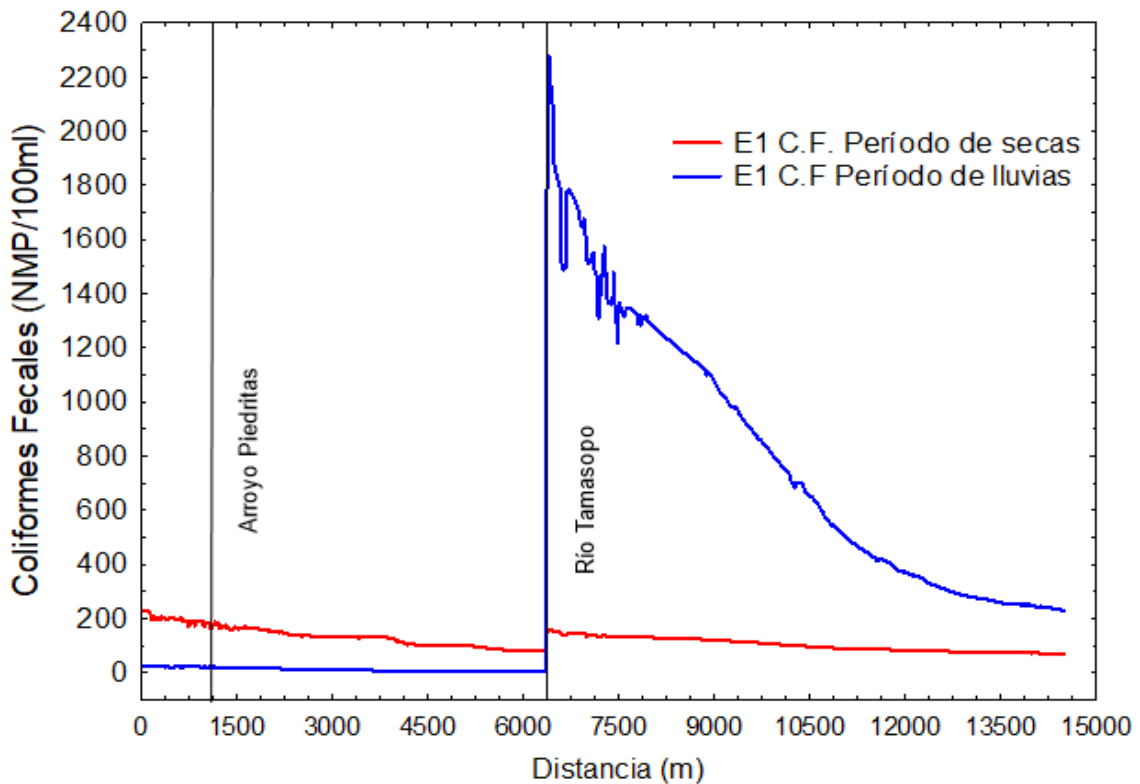


Figura 4.36. Simulación OD (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.

#### 4.4.1.6. Simulación para Coliformes Fecales.

Los datos obtenidos a través de los análisis de las muestras de agua indicaron que la calidad sanitaria es menor en época de lluvia con respecto a la época de secas, ya que se presentaron elevados NMP de coliformes fecales alcanzando valores de aproximadamente 2281 NMP/100ml, mientras que en secas se alcanzó un máximo de 227.89 NMP/100ml.

La **Figura 4.37** está indicando que las concentraciones de C.F son reducidas a medida que avanzan en el espacio y que los valores más altos coinciden nuevamente con el aporte del río Tamasopo a los 6250 m. El valor promedio en base al análisis de regresión lineal de degradación de C.F. es de  $6.91 \text{ E}^{-3} \text{ NMP}/100\text{ml}$  cada metro, sin dejar atrás los altos y bajos generados por aportaciones puntuales y difusas. En cuanto a lluvias el análisis estadístico indica que la determinante C.F aumenta  $4.49\text{E}^{-2} \text{ NMP}/100\text{ml}$  cada metro, sin embargo, es importante tener en cuenta que el comportamiento de la variable tiene influencia por muchos otros factores que ayudan a la depuración de la misma.



**Figura 4.37. Comportamiento longitudinal de C.F en el río Gallinas, Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.**

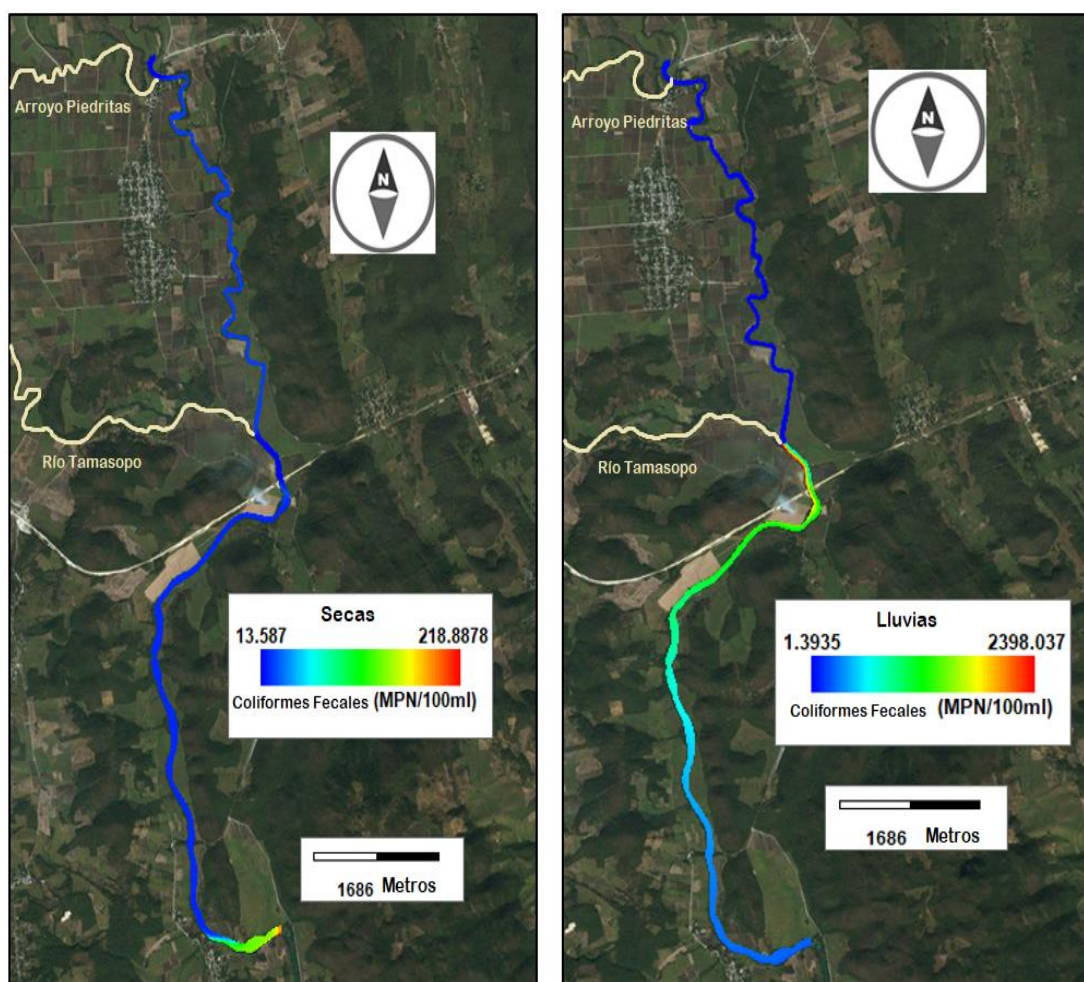


Figura 4.38. Simulación C.F (mg/L), Escenario 1 en períodos de secas y lluvias.

#### 4.4.2. Análisis de correlación lineal de los contaminantes.

Para identificar la relación existente de los parámetros descritos en la sección 4.4.1. fue necesario calcular el coeficiente de correlación de Pearson, para estimar las asociaciones de una variable con otra. Dicho coeficiente está acotado entre -1 y +1, en donde el signo indica la dirección, positiva o negativa de la asociación, si hay asociación el valor debe acercarse a 1 de lo contrario tenderá a tomar un valor de 0 (**Tabla 4.5**). Sin excluir que exista una posibilidad de otro forma de correlación no lineal (Fallas, 2012).

En la **Tabla 4.6** se describe la matriz de los coeficientes de correlación obtenidos para el mes de mayo (período seco) y en la **Tabla 4.7** se muestra los datos para el mes de septiembre (período lluvioso).

**Tabla 4.5. Guía interpretativa de las correlaciones estadísticas**

<b>Coefficiente de correlación</b>	<b>Interpretación</b>
0.80 a 1.00	Una gran relación de dependencia
0.60 a 0.79	Una relación entre moderada a acentuada
0.40 a 0.59	Una relación mediana
0.20 a 0.39	Una relación ligera
0.00 a 0.19	Una relación fortuita o insignificante

Fuente: Grajales 2000

**Tabla 4.6. Correlación entre variables de calidad del agua período seco, en mg/L excepto cuando se indique lo contrario.**

<b>MAYO</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	<b>DQO</b>	<b>OD</b>	<b>CF(NMP/ml)</b>
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	1					
<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	0.99993829	1				
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	0.99786207	0.99798171	1			
<b>DQO</b>	-0.9981158	-0.9982112	-0.9956330	1		
<b>OD</b>	0.36558631	0.35888028	0.32383488	-0.3580874	1	
<b>CF(NMP/ml)</b>	-0.4423865	-0.4455156	-0.4908256	0.44945885	0.23398639	1

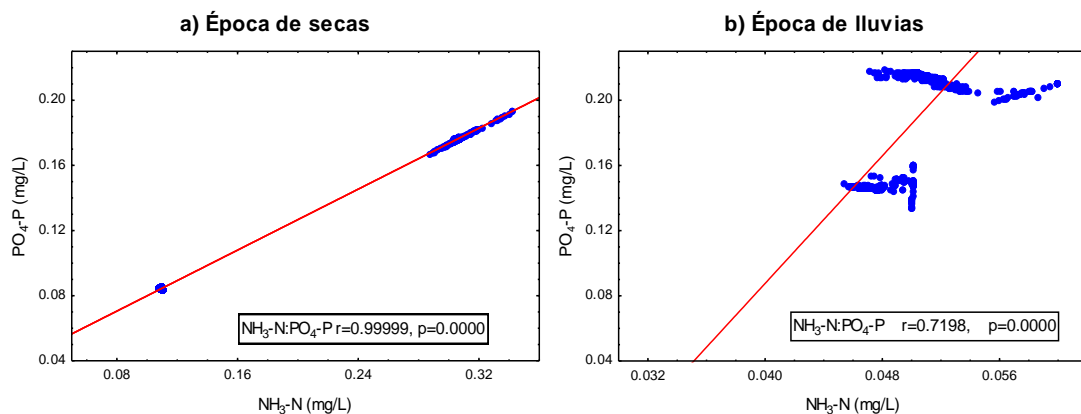
**Tabla 4.7. Correlación entre variables de calidad del agua período seco, en mg/L excepto cuando se indique lo contrario.**

<b>SEPTIEMBRE</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	<b>DQO</b>	<b>OD</b>	<b>CF(NMP/ml)</b>
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	1					
<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	0.71983497	1				
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	0.98207532	0.82777243	1			
<b>DQO</b>	-0.9689215	-0.7705155	-0.9622266	1		
<b>OD</b>	0.73601577	0.50443627	0.70268817	-0.7046410	1	
<b>CF(NMP/ml)</b>	-0.7233851	-0.4049616	-0.6688191	0.79693727	-0.456445	1

**4.4.2.1. Correlación fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos época de secas y lluvias.**

Como se puede observar en las tablas 4.6 y 4.7 hay una asociación positiva entre los fosfatos, el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno de nitratos. Sin embargo, no es posible establecer una correlación general entre los contenidos de nitrógenos y fosfatos en ríos, debido a que la correlación de algunos eventos es indicativa de la frecuencia de orígenes comunes, en adición a otros orígenes no comunes. En el caso de zonas con presencia de altas concentraciones, la asociación puede deberse al predominio del impacto de aguas cloacales, con elevadas cargas de nitrógeno (orina, excretas) y de fosfatos (detergentes) o en su defecto de aportaciones difusas provenientes de las áreas de cultivo que también lixivian residuos, debido a que la agricultura y afines se convierte en un factor contaminante proveniente de la remoción de sales solubles, en especial nitrógeno y fósforo, los cuales son aportados mayormente como fertilizantes practica que no alcanza el 100% de eficiencia; conllevando al incremento de niveles donde ello no es deseable (González, 1993).

A continuación, se hace una representación gráfica de las correlaciones para cada determinante de calidad de agua estudiada:



**Figura 4.39. Correlación  $\text{NH}_3\text{-N}$  Vs  $\text{PO}_4\text{-P}$**

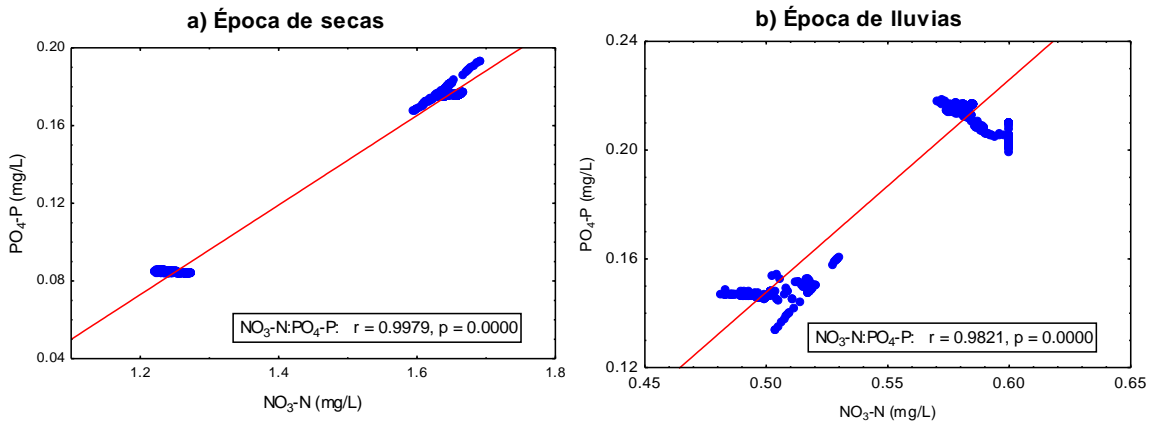


Figura 4.40. Correlación  $\text{NO}_3\text{-N}$  Vs  $\text{PO}_4\text{-P}$

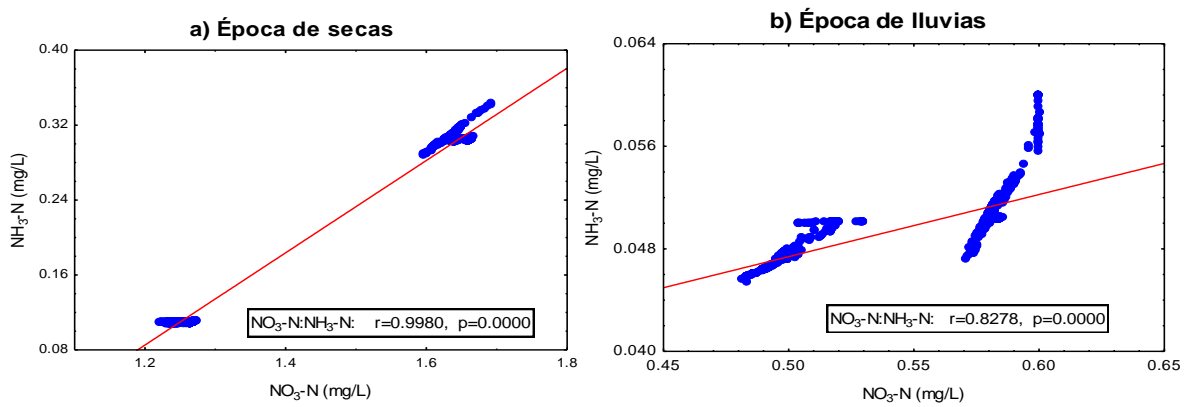


Figura 4.41. Correlación  $\text{NO}_3\text{-N}$  Vs  $\text{NH}_3\text{-N}$

## Aplicación del modelo matemático.

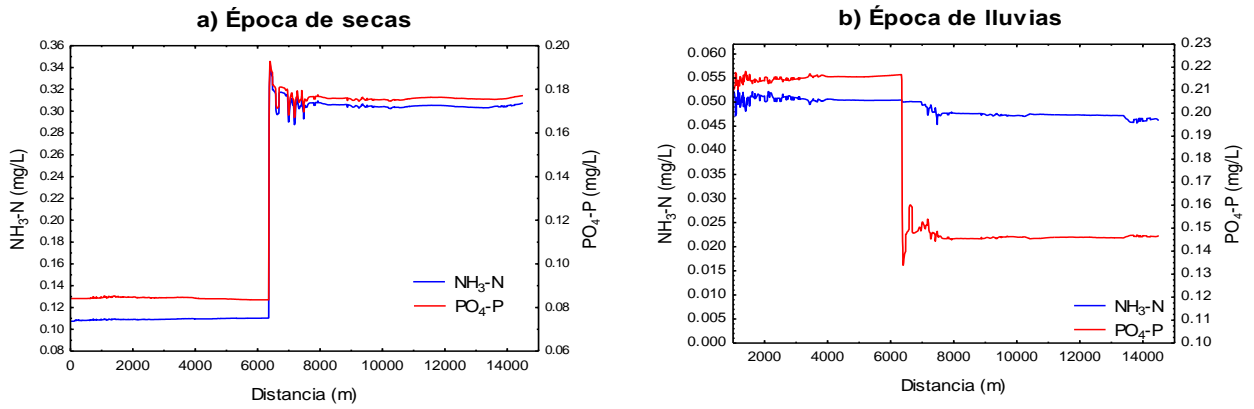


Figura 4.42. Asociación  $\text{NH}_3\text{-N}$  vs  $\text{PO}_4\text{-P}$

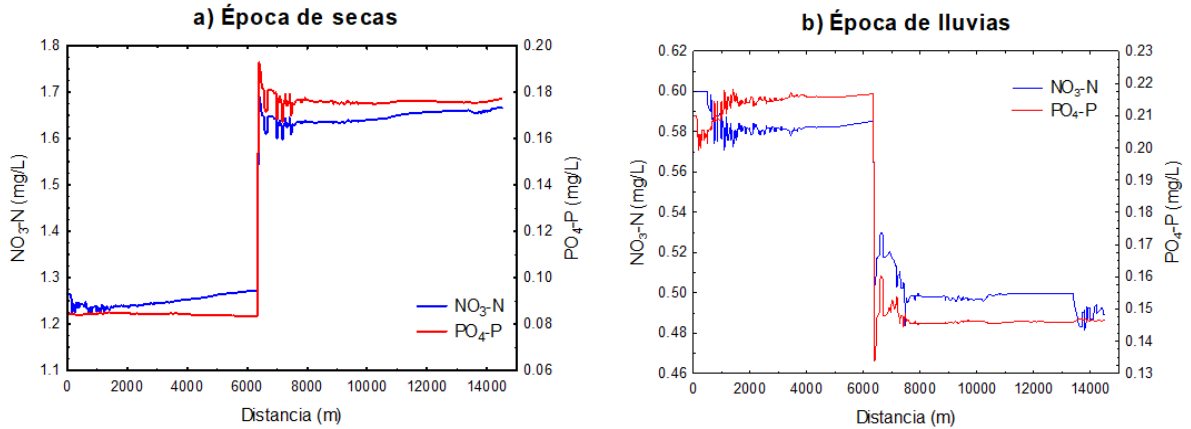


Figura 4.43. Asociación  $\text{NO}_3\text{-N}$  vs  $\text{PO}_4\text{-P}$

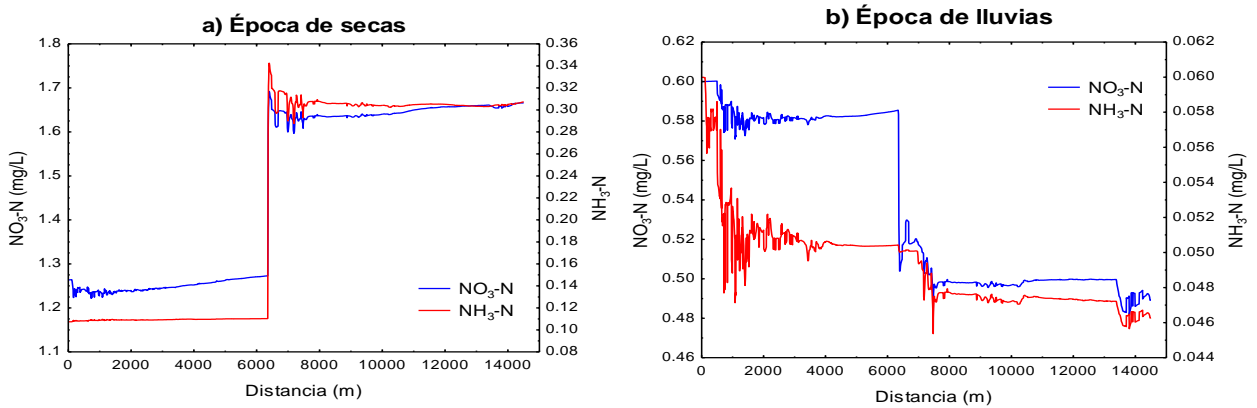


Figura 4.44. Asociación  $\text{NO}_3\text{-N}$  Vs  $\text{NH}_3\text{-N}$

#### 4.4.2.2. Correlación demanda química de oxígeno, fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos, época de secas y lluvias.

La asociación que existe entre la demanda química de oxígeno y los nutrientes estudiados es buena, aunque de manera inversa (**Tabla 4.6** y **Tabla 4.7**) para este caso específico, es decir que mientras valores de fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos aumentan la DQO disminuye. La explicación que se puede dar a este comportamiento es que los microorganismos metabólicos tanto de fosfatos como de las formas de nitrógeno estudiadas pudieron estar inactivos de ahí que las reacciones para la eliminación de dichas determinantes de calidad del agua no hayan sido efectivas Rittmann & McCary (2001).

Por otra parte, la presencia de fosfatos puede ser también de origen inorgánico, o por aporte de rocas sedimentarias que constituyen la principal presencia de fosfatos, adicionalmente el fósforo es liberado en forma de fosfatos de la corteza terrestre por el desgaste de los agentes atmosféricos naturales (Chacalo & Delgado, 2000)

Así mismo el  $\text{NH}_3\text{-N}$  pudo ser desprendido de la materia orgánica nitrogenada quedando en forma inorgánica la cual es poco cuantificable en el análisis de la DQO, lo mismo sucede con el  $\text{NO}_3\text{-N}$  que también es una forma inorgánica producto del proceso de mineralización (Torres G., 2014).

En seguida se muestran los gráficos de las correlaciones correspondientes a la determinante de calidad de agua analizada:



## Aplicación del modelo matemático.

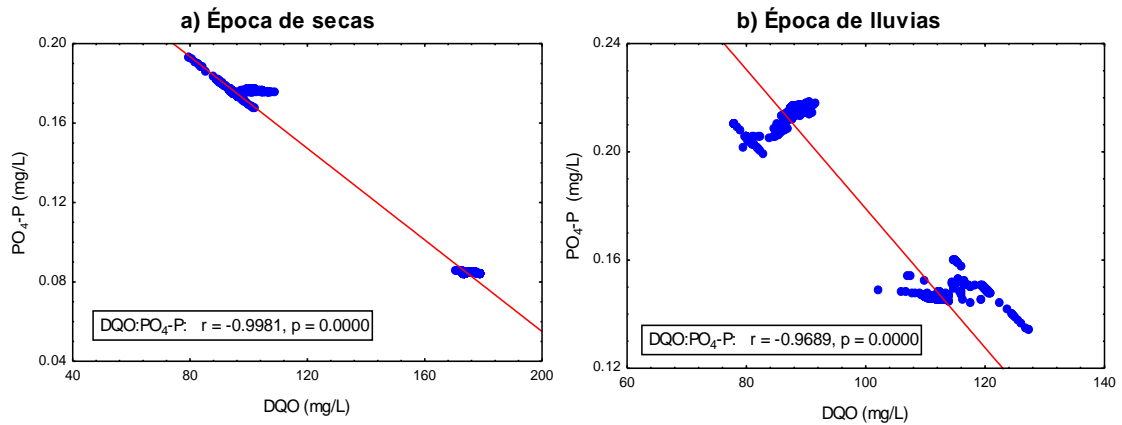


Figura 4.45. Correlación DQO vs PO<sub>4</sub>-P

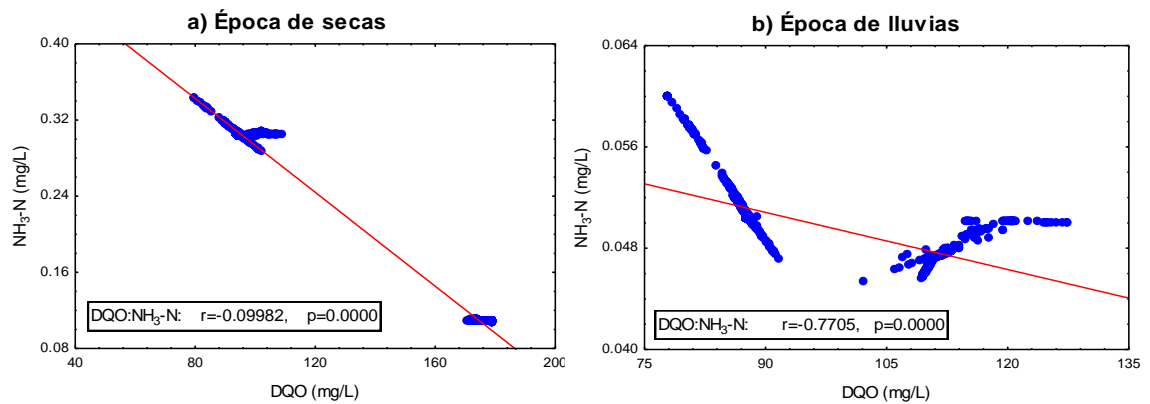


Figura 4.46. Correlación DQO vs NH<sub>3</sub>-N

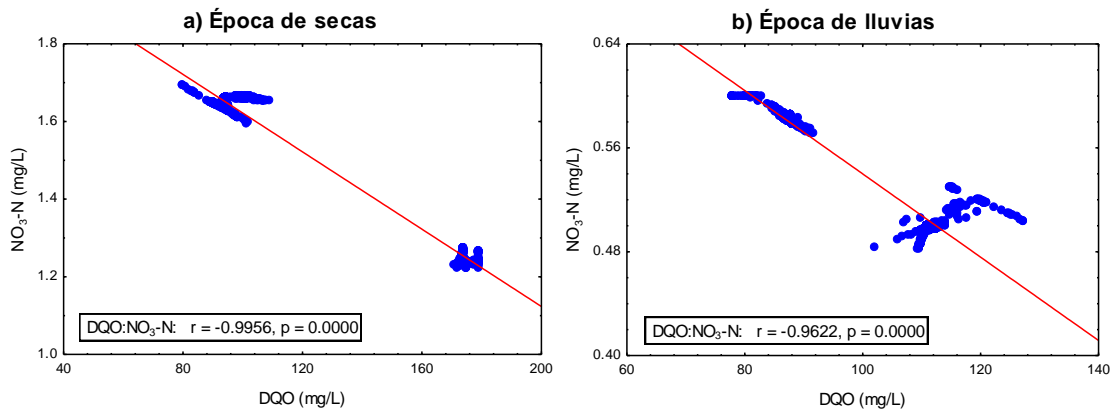


Figura 4.47. Correlación DQO vs NO<sub>3</sub>-N

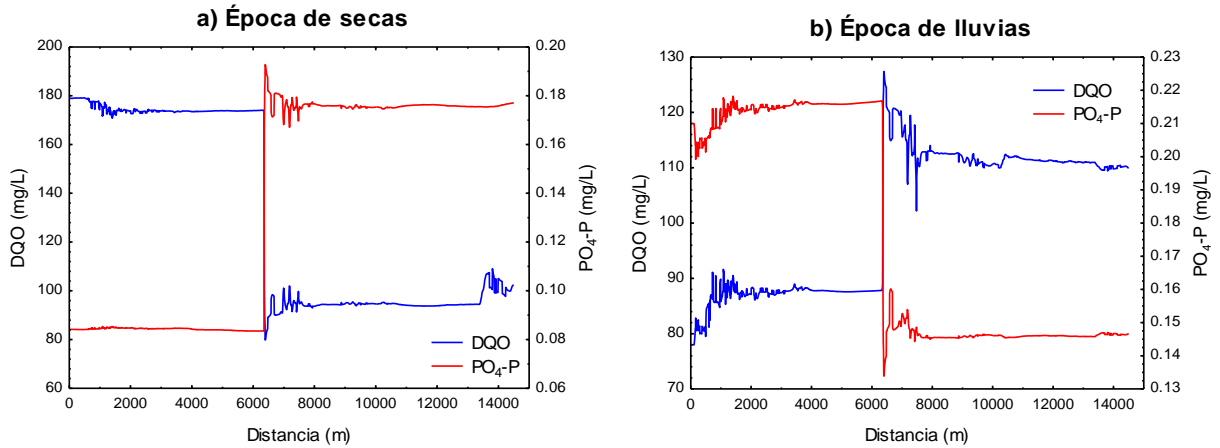


Figura 4.48. Asociación DQO vs PO<sub>4</sub>-P

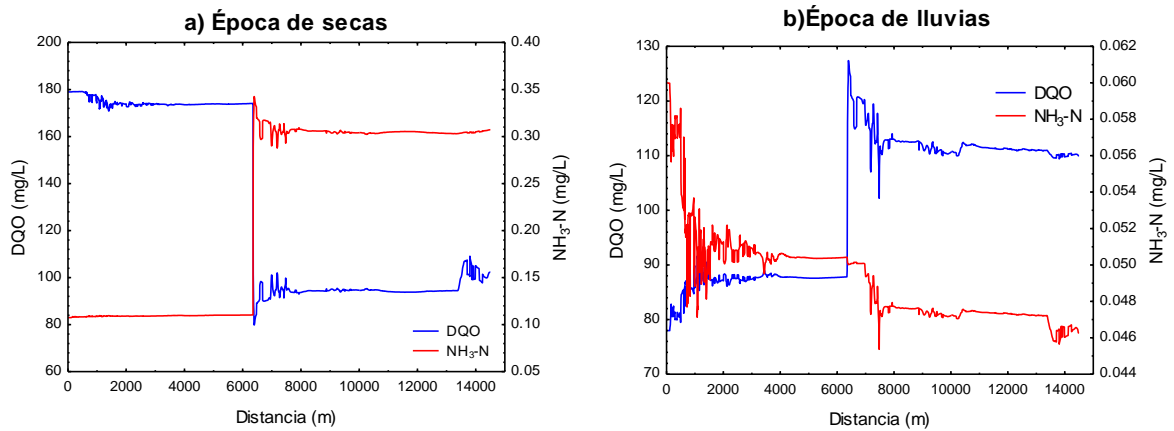


Figura 4.49. Asociación DQO vs NH<sub>3</sub>-N

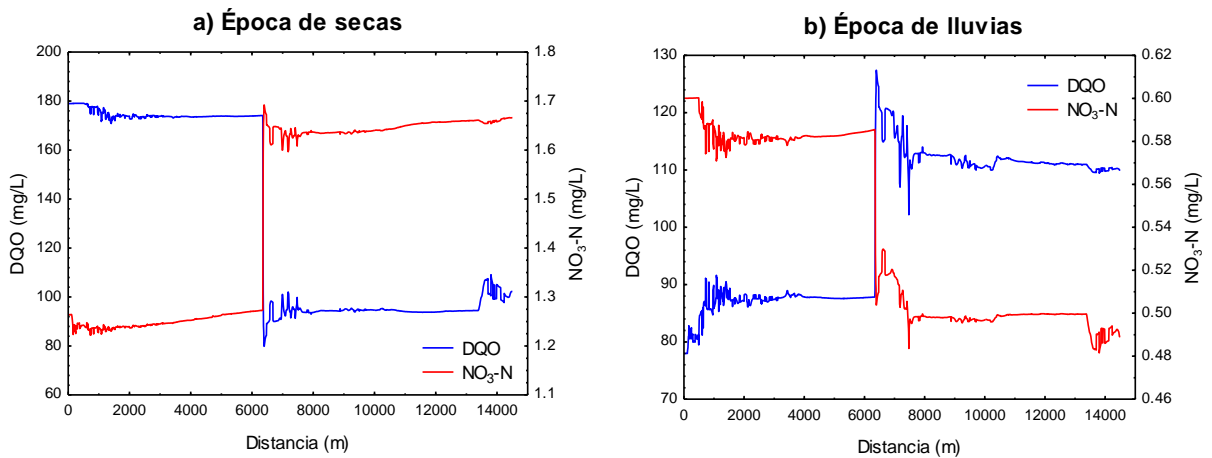


Figura 4.50. Asociación DQO vs NO<sub>3</sub>-N

#### 4.4.2.3. Correlación oxígeno disuelto, fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos y demanda química de oxígeno, época de secas y lluvias.

Para la determinante de calidad de agua oxígeno disuelto se observa que la correlación es ligera con respecto a las variables de  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  y DQO en época seca, lo anterior no quiere decir que no estén asociadas. Fallas (2012) expresa que cuando las observaciones no satisfacen el principio de linealidad de regresión, no implica que los datos no estén correlacionados, simplemente significa que la correlación es no lineal. En lo que se refiere a época de lluvias los resultados abarcaron un rango de asociación entre mediano a moderado.

Para la representación gráfica de las variables aquí mencionadas se tuvo en cuenta los valores que se acercaban a la unidad, debido a que es lo que permite estimar la existencia de una asociación entre los parámetros estudiados.

Para el caso del oxígeno disuelto en temporada de lluvias se observa una correlación moderada y positiva, lo cual indica que no necesariamente tener valores altos de fosfatos significará una disminución instantánea del OD, lo anterior se puede explicar debido a que la disminución de oxígeno disuelto se ve afectada cuando las concentraciones de fosfatos en el agua conllevan a la proliferación de plantas, Vázquez *et al.*, (2016) señalan que 1 g de fosfato-fósforo provoca el crecimiento de hasta 100g de algas. Posteriormente cuando las algas mueren, los procesos de descomposición pueden generar un consumo de oxígeno de alrededor de 150 g. Notando que hay otros factores asociados a los fosfatos que pueden influenciar en el OD posteriormente.

En el caso del nitrógeno amoniacal y nitratos el consumo de OD se efectúa en los procesos de nitrificación.

## Aplicación del modelo matemático.

En cuanto a la correlación del OD con la DQO los resultados muestran que cuando se presentan valores altos de DQO el OD tiende a disminuir paulatinamente, pero no de tal manera que alcance valores que puedan generar problemas, la ventaja es que el entorno que rodea el cuerpo de agua estudiado es muy amigable lo cual promueve a la recuperación de oxígeno de manera eficiente.

La recuperación de OD que se nota a medida que avanza en el espacio y tiempo es gracias a aportes de OD por reaireación proceso por el cual el oxígeno y demás componentes gaseosos del aire son renovados en la columna de agua, gracias al movimiento del río y las cascadas presentes sobre el cauce, lo que conduce a la recuperación de OD. Cabe notar que la relación entre DQO y OD es inversa es decir que concentraciones bajas de DQO permiten concentraciones altas de OD.

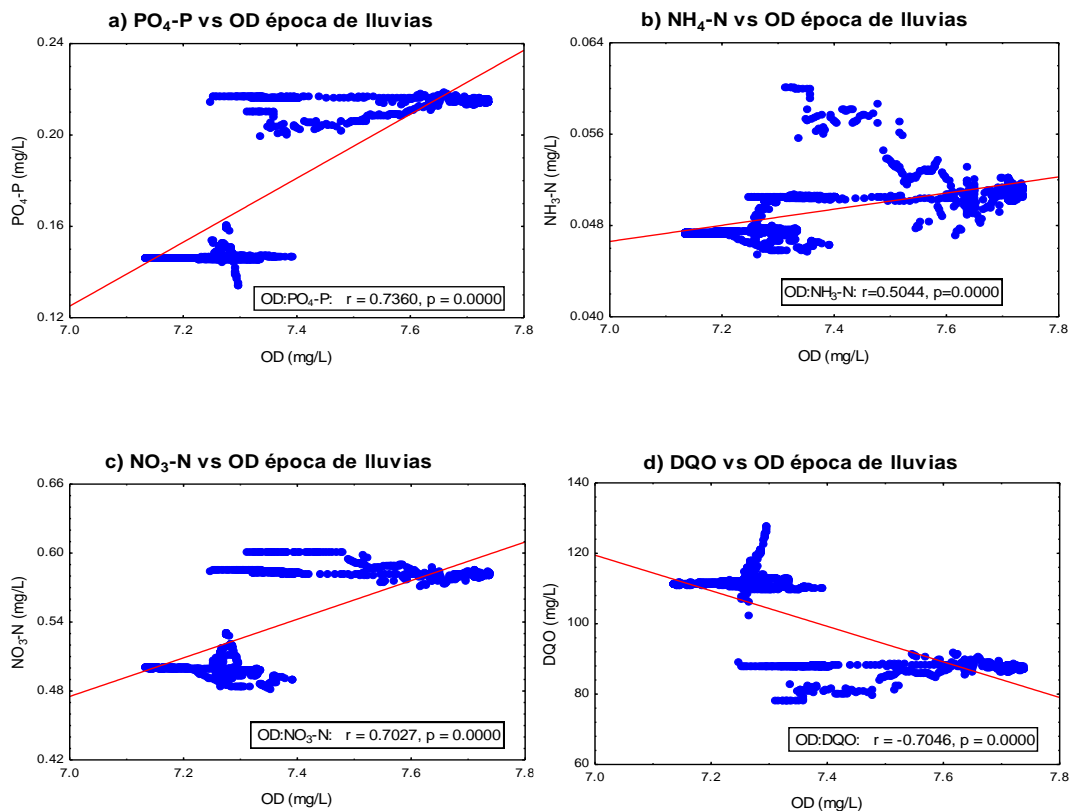


Figura 4.51. Correlación OD vs PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, DQO

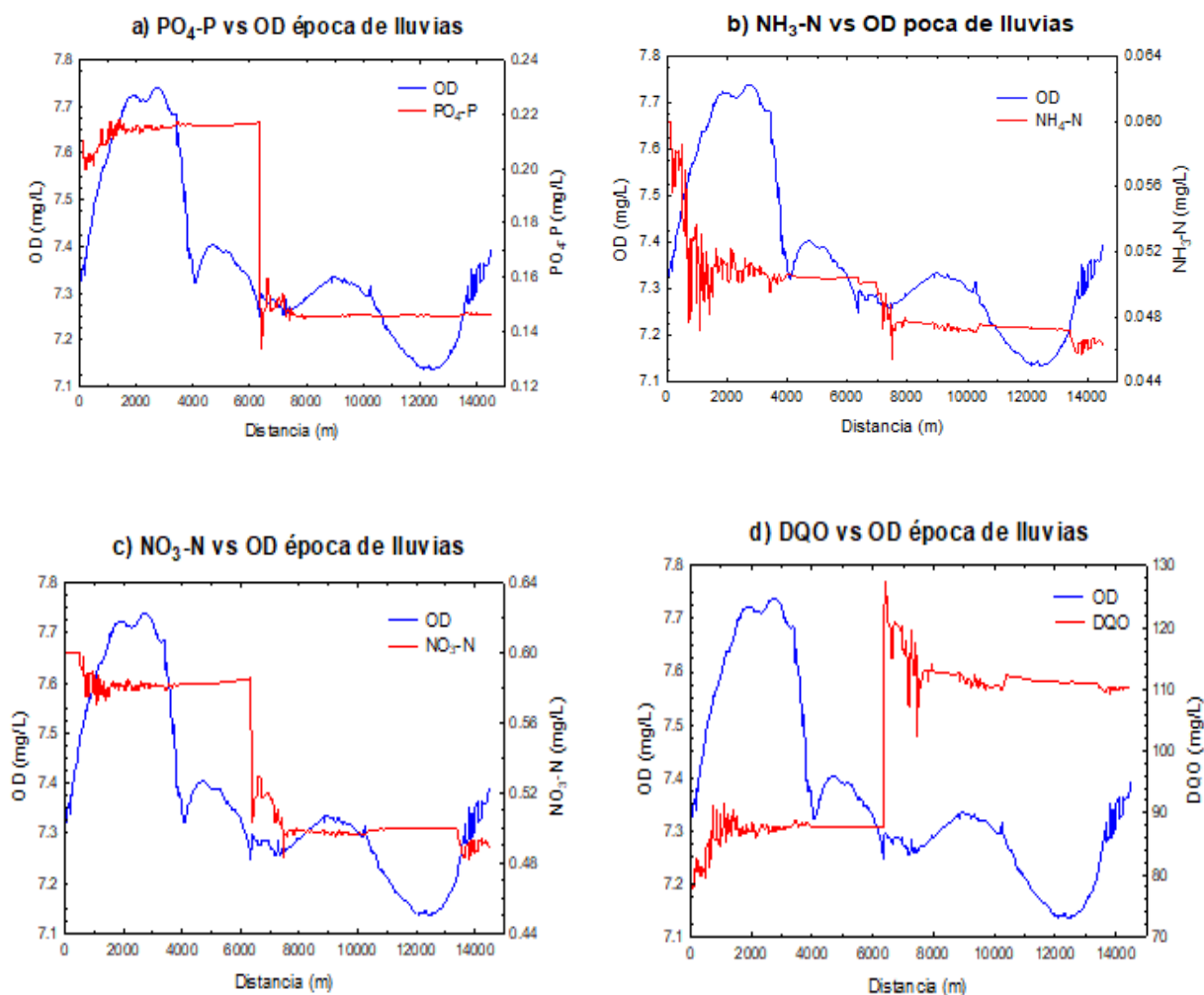


Figura 4.52. Asociación OD vs  $PO_4\text{-P}$ ,  $NH_3\text{-N}$ ,  $NO_3\text{-N}$ , DQO época de lluvias.

#### 4.4.2.4. Correlación coliformes fecales, fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitratos, demanda química de oxígeno y oxígeno disuelto, época de secas y lluvias.

La correlación de coliformes fecales con fosfatos, nitrógeno amoniacal, nitratos y DQO es mediana y con OD es ligera, en época seca (Tabla 4.6). Para tiempo de lluvias

la asociación de CF con fosfatos, nitratos y DQO es moderada y con nitrógeno amoniacal y OD es mediana (**Tabla 4.7**). A continuación, se muestra algunas gráficas (las que se acercan al intervalo que representa correlación) correspondientes a la época de lluvias.

A pesar de tener una correlación mediana a moderada entre fosfatos y C.F. Talib *et al.*, (2012) afirman que existe un vínculo directo entre el aumento y disminución de las concentraciones de fosfatos y los microorganismos, dicha situación se ve representada en la descarga proveniente del río Tamasopo a los 6250 m, pero una vez que avanza en tiempo y espacio las coliformes empiezan a decaer por efectos de mortalidad, tasa de perdida por radiación solar y tasa de sedimentación de la fracción de patógenos adheribles a las partículas o aquellos que quedan libres flotando. La salinidad (sólidos y sales disueltas) y la temperatura son otros factores que afectan (Rivera, 2015)

## Aplicación del modelo matemático.

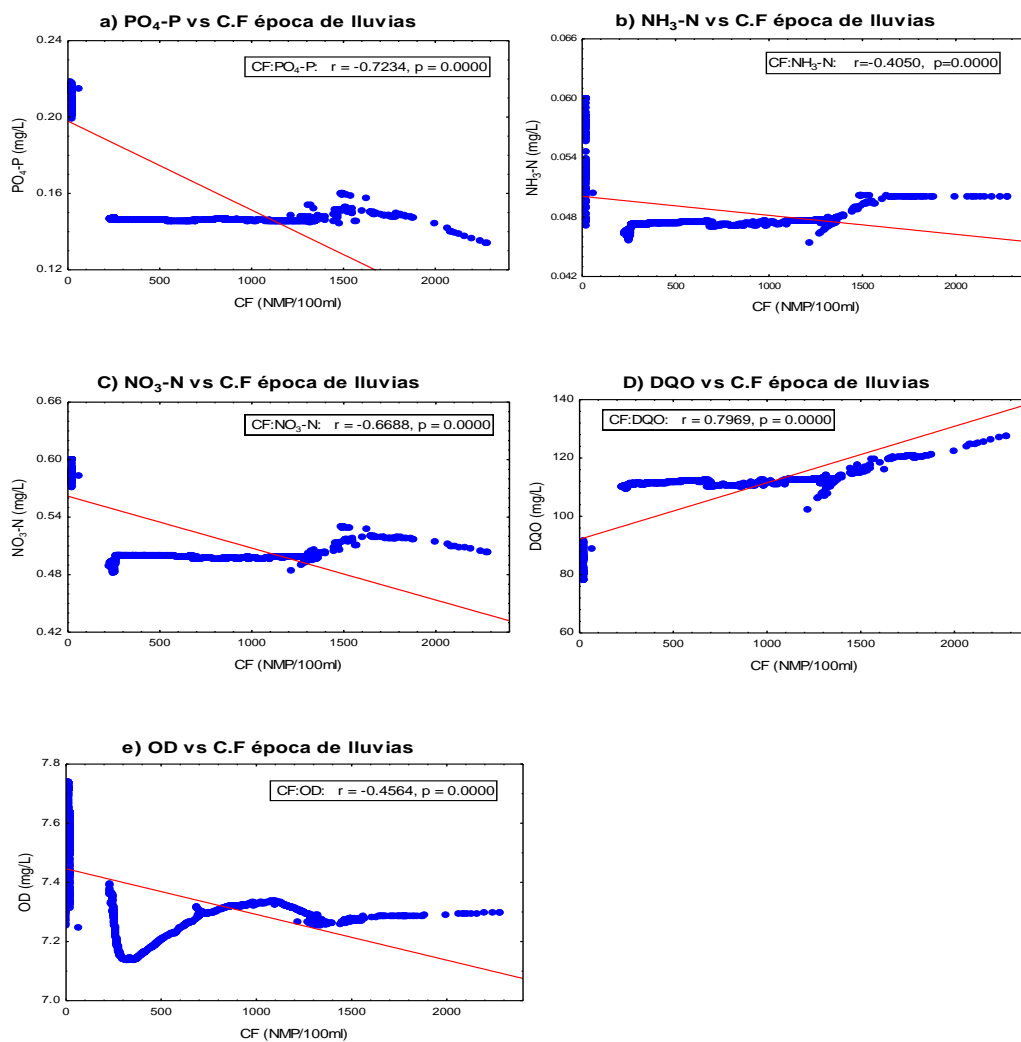


Figura 4.53. Correlación CF vs PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, DQO, OD época de lluvias.

## Aplicación del modelo matemático.

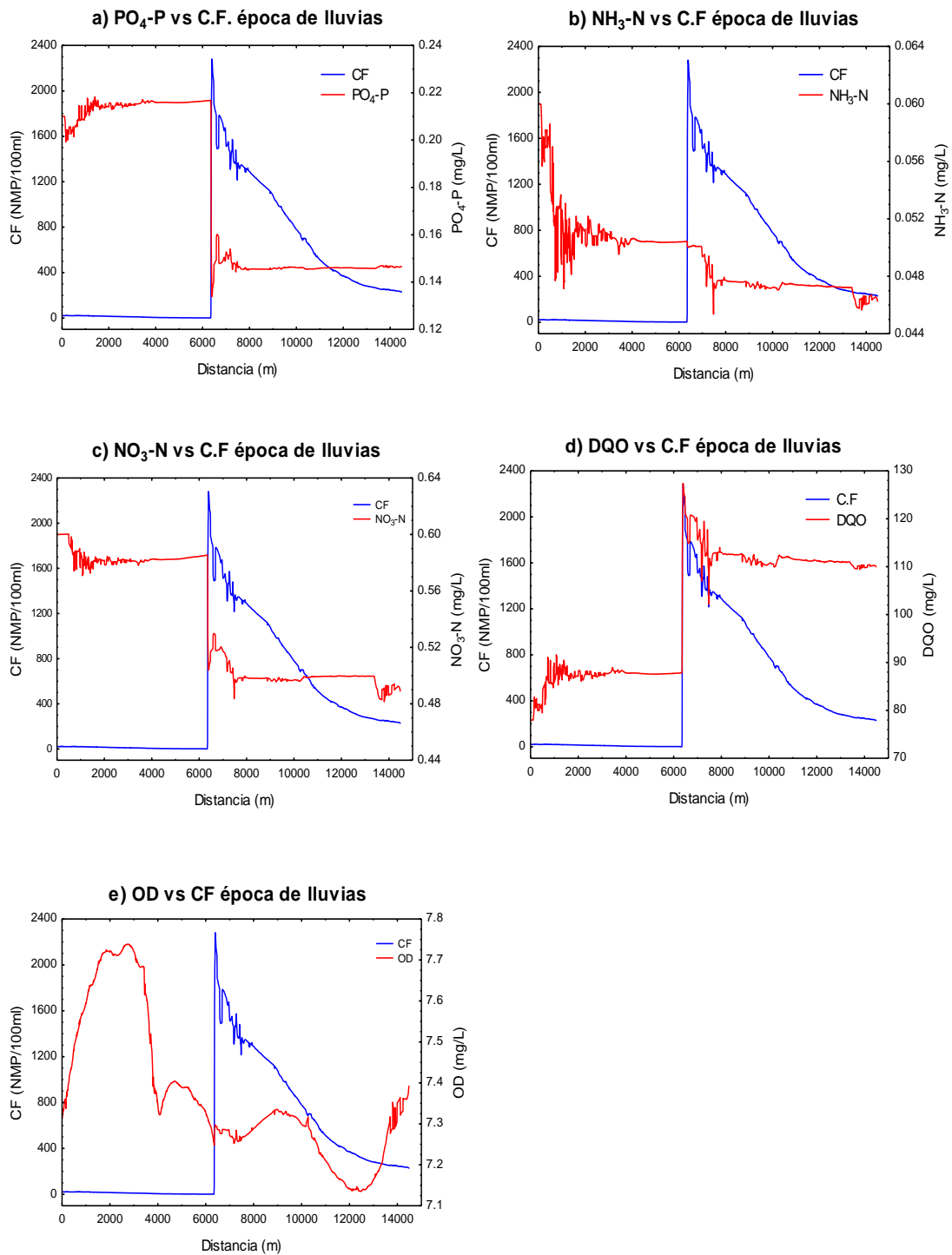


Figura 4.54. Asociación CF vs PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, DQO, OD época de lluvias



## **Capítulo 5. Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.**

El presente capítulo describe la capacidad de asimilación que tiene el río Gallinas ante diferentes escenarios, lo cuales se plantearon para determinar en qué medida el río puede verse seriamente afectado por el aumento en las concentraciones de contaminantes y la disminución de caudales. Adicionalmente, se hace una comparación con los criterios de calidad establecidos por la norma, para finalmente determinar en qué estado se encuentra el río Gallinas y si los tributarios tanto puntuales como no puntuales contribuyen negativamente en las características propias del río Gallinas.

### **5.1. Capacidad de asimilación.**

La capacidad que tiene un cuerpo de agua para asimilar un contaminante está condicionada por los criterios de calidad establecidos para los usos dados en el sistema (Alean, 2009). Los criterios de calidad del agua pueden ser químicos, físicos o biológicos y corresponden a los niveles de contaminantes individuales o características de calidad del agua que permiten proteger los usos del agua (United States Environmental Protection Agency, 1972). En este sentido, el río Gallinas se caracteriza por usos como la pesca, recreación de contacto directo, agua para consumo humano y agricultura.

Ahora bien, los criterios para clasificar la calidad del mismo dependerán de las normas estipuladas a nivel Nacional, en el caso de México se encuentra la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) que desde la Subdirección General Técnica Gerencia de Calidad del Agua emite escalas de clasificación de calidad del agua superficial, así mismo, se consultó el acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de la calidad del agua CE-CCA-001/89 (Diario Oficial de la Federación. México, 1989), en donde la autoridad competente podrá calificar a los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, para actividades

recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, en la acuicultura y/o para la protección de la vida acuática (Tabla 5.1).

**Tabla 5.1. Criterios de calidad del agua: Niveles máximos en mg/L (excepto cuando se indique otra unidad).**

Parámetro	Fuente de abastecimiento de agua potable	Recreativo con contacto primario	Riego agrícola	Pecuario	Protección de la vida acuática
					Agua dulce
Fosfatos	0.1	NCE	NCE	NCE	0.025 (lagos) 0.05 (afluentes de lagos) 0.1 (ríos).
Nitrógeno Amoniacal	NCE	NCE	NCE	NCE	0.06
Nitratos	5	NCE	NCE	90	NCE
Demanda Química de Oxígeno	NCE	NCE	NCE	NCE	NCE
Oxígeno disuelto	4	NCE	NCE	NCE	5
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	100	200	1000	NCE	200

**Fuente:** Elaborado por Semarnat, Comisión Nacional del Agua, con base en: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, «Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89», Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre de 1989.

**NCE:** No hay Criterio Ecológico.

### 5.1.1. Análisis global de la degradación de contaminantes a nivel espacial bajo diferentes escenarios.

Para este estudio se realizó un análisis entre la concentración de un contaminante vs el espacio con el propósito de visualizar la relación que existe entre las dos variables. En el desarrollo se utilizó una serie espacial generada por el modelo EFDC Explorer en donde se extraen datos de concentración a lo largo del río Gallinas. Luego a través de una regresión lineal para cada escenario propuesto se determinó los valores de relación distancia-concentración.

Los escenarios propuestos para el estudio de capacidad de asimilación son 12 distribuidos de forma equitativa, es decir 6 para época seca y 6 para época de lluvias, en donde se modificaron las características de las aportaciones del arroyo Piedritas y río Tamasopo, la **Tabla 5.2** representa las concentraciones de los flujos de entrada que serán modificadas al igual que los caudales para el planteamiento de nuevos escenarios que se describen en la **Tabla 5.3**.

Con la simulación de distintos escenarios se pretende estimar en qué condiciones el río Gallinas no sería capaz de asimilar los contaminantes.

**Tabla 5.2. Concentraciones iniciales tributarios del río Gallinas, en mg/L (excepto cuando se indique lo contrario).**

FLUJOS	Intervalo de Q (m³/S)	PO <sub>4</sub> -P		NH <sub>3</sub> -N		NO <sub>3</sub> -N		DQO		OD		CF (NMP/100ml)	
		Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias
PIEDRITAS	0.1 a 0.3	1.2	0.16	0.11	0.04	1	0.6	183.75	100.5	6.3	7.1	28	39
TAMASOPO	4 a 4.5	0.08	0.13	0.37	0.05	1.8	0.5	72.5	129.25	7	7.3	21	2400

**Tabla 5.3. Formulación de escenarios de simulación en el río Gallinas.**

Escenario	Época	Flujos (%) ↑	Flujo (%) ↓	Unidad de Medida					
				Modificación de los flujos Piedritas y Tamasopo					
				(%)					
				PO <sub>4</sub> -P ↑	NH <sub>3</sub> -N ↑	NO <sub>3</sub> -N ↑	DQO ↑	OD ↓	C.F. ↑
E1	Secas	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene
	Lluvias	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene	Se mantiene
E2	Secas	Se mantiene	Se mantiene	50	50	50	100	50	100
	Lluvias	Se mantiene	Se mantiene	50	50	50	100	50	100
E3	Secas	Se mantiene	Se mantiene	300	300	300	300	50	300
	Lluvias	Se mantiene	Se mantiene	300	300	300	300	50	300
E4	Secas	-	25	50	50	50	100	50	100
	Lluvias	25	-	50	50	50	100	50	100
E5	Secas	-	50	50	50	50	100	50	100
	Lluvias	50	-	50	50	50	100	50	100
E6	Secas	-	75	50	50	50	100	50	100
	Lluvias	75	-	50	50	50	100	50	100

↑ : Incremento

↓ : Disminución.

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.

A continuación, se realiza una descripción de los resultados por grupo de determinantes de calidad.

### 5.1.1.1. Capacidad de asimilación para fosfatos.

Las concentraciones de la determinante de calidad PO<sub>4</sub>-P, frente a los 12 escenarios, indica (Tabla 5.4):

**Tabla 5.4. Resultados para PO<sub>4</sub>-P bajo distintos escenarios.**

N°	Escenario	Por cada m recorrido en el río Gallinas la concentración de PO <sub>4</sub> -P (mg/L)		% de correlación de PO <sub>4</sub> -P vs Distancia
		Incrementa	Disminuye	
1	E1 secas	9.31E <sup>-06</sup>		74
2	E1 lluvias		6.81 E <sup>-06</sup>	72
3	E2 secas	2.40E <sup>-3</sup>		75
4	E2 lluvias		1.02E <sup>-2</sup>	72
5	E3 secas	4.88E <sup>-3</sup>		75
6	E3 lluvias		2.04E <sup>-2</sup>	72
7	E4 secas	2.41E <sup>-3</sup>		77
8	E4 lluvias		8.85E <sup>-3</sup>	73
9	E5 secas	2.47E <sup>-3</sup>		78
10	E5 lluvias		8.84E <sup>-3</sup>	73
11	E6 secas	2.59E <sup>-3</sup>		84
12	E6 lluvias		8.84E <sup>-3</sup>	73

De acuerdo con los resultados obtenidos se puede ver que existe una buena asociación entre los fosfatos y la distancia, además se observa que la época lluviosa es la más favorable para el río, puesto que a medida que avanza en espacio y tiempo este va degradando la concentración de PO<sub>4</sub>-P a diferencia de la época seca. Los resultados muestran que el E3 tiempo seco es el menos favorable para el río Gallinas, lo que quiere decir que si las concentraciones se triplican y el caudal se mantiene en niveles bajos el

río no será capaz de asimilar el contaminante, por el contrario, este aumentará trayendo graves consecuencias como la eutrofización.

También se logra identificar que E2 y E3 (lluvias) tienen un comportamiento favorable ante la asimilación de  $\text{PO}_4\text{-P}$ , lo anterior no quiere decir que son los mejores escenarios, dado que hay establecidos unos criterios de calidad que señalan las condiciones más favorables para el río, en la sección 5.2 se hace énfasis de la comparación de escenarios vs criterio de calidad.

De acuerdo con los resultados se estima que en época seca el río no está degradando los  $\text{PO}_4\text{-P}$ , la ventaja es que las concentraciones encontradas para dicho período son menores que en época lluviosa, lo anterior quiere decir que el incremento de caudales en el río es de gran relevancia en la degradación de  $\text{PO}_4\text{-P}$ , sin embargo, hay que tener en cuenta que las concentraciones en tiempo lluvioso pueden aumentar por el arrastre de contaminantes en el suelo. Molina (2016) también encontró que la determinante de calidad de agua  $\text{PO}_4\text{-P}$  incrementa durante la época de lluvia, igualmente Zhang et, al (2017) expresan que en su estudio en invierno la calidad del agua no fue buena debido a las precipitaciones pluviales influenciadas por la contaminación de la agricultura.

### 5.1.1.2. Capacidad de asimilación para nitrógeno amoniacal.

Las concentraciones de la determinante de calidad  $\text{NH}_3\text{-N}$ , frente a los 12 escenarios, indica (**Tabla 5.5**):

**Tabla 5.5. Resultados para NH<sub>3</sub>-N bajo distintos escenarios.**

N°	Escenario	Por cada m recorrido en el río Gallinas la concentración de NH <sub>3</sub> -N (mg/L)		% de correlación de NH <sub>3</sub> -N vs Distancia
		Incrementa	Disminuye	
1	E1 secas	1.99 E <sup>-5</sup>		74
2	E1 lluvias		4.91E <sup>-7</sup>	72
3	E2 secas	3.09E <sup>-2</sup>		73
4	E2 lluvias		7.6E <sup>-4</sup>	70
5	E3 secas	6.09E <sup>-3</sup>		72
6	E3 lluvias		1.63E <sup>-3</sup>	73
7	E4 secas	3.07E <sup>-2</sup>		73
8	E4 lluvias		8.18E <sup>-4</sup>	84
9	E5 secas	3.02E <sup>-2</sup>		71
10	E5 lluvias		8.17E <sup>-4</sup>	83
11	E6 secas	2.88E <sup>-2</sup>		68
12	E6 lluvias		8.2E <sup>-4</sup>	83

Teniendo en cuenta los resultados se estima que en época seca el río no está degradando el NH<sub>3</sub>-N lo cual refleja que el aumento de caudal es una variable elemental en la degradación, lo anterior considerando que los afluentes de recarga hídrica no estén previamente contaminados. Chen *et al.*, (2016) encontraron que la capacidad ante el control de la eutrofización del reservorio objeto de estudio aumenta a medida que aumenta el nivel del agua.

Según Zhen-Gang (2008), los nutrientes son absorbidos por las algas, luego la mortalidad de las algas resulta en el lecho de sedimentos, posteriormente en el verano con el aumento de la temperatura los nutrientes regresan a la columna de agua. Por consiguiente, puede existir mayor acumulación de NH<sub>3</sub>-N en época seca.

De acuerdo a lo descrito en la **Tabla 5.5** el E3 para secas es el escenario más perjudicial, mientras que para la época de lluvias el E3 a pesar de haberse incrementado en igual proporción (300%) la concentración de NH<sub>3</sub>-N, la respuesta ante la degradación de la determinante de calidad analizada es positiva ya que por cada metro degrada 1.63 E<sup>-3</sup> mg/L de NH<sub>3</sub>-N, siendo el mejor escenario en cuanto a degradación se refiere.

### 5.1.1.3. Capacidad de asimilación para nitrógeno de nitratos.

Las concentraciones de la determinante de calidad NO<sub>3</sub>-N, frente a los 12 escenarios, indica (Tabla 5.6):

**Tabla 5.6. Resultados para NO<sub>3</sub>-N bajo distintos escenarios.**

N°	Escenario	Por cada m recorrido en el río Gallinas la concentración de NO <sub>3</sub> -N (mg/L)		% de correlación de NO <sub>3</sub> -N vs Distancia
		Incrementa	Disminuye	
1	E1 secas	4.16 E <sup>-5</sup>		78
2	E1 lluvias		9.01E <sup>-2</sup>	80
3	E2 secas	6.3E <sup>-2</sup>		77
4	E2 lluvias		5.48E <sup>-2</sup>	73
5	E3 secas	1.35E <sup>-1</sup>		77
6	E3 lluvias		2.69E <sup>-2</sup>	79
7	E4 secas	6.33E <sup>-2</sup>		77
8	E4 lluvias		5.71E <sup>-2</sup>	73
9	E5 secas	6.44E <sup>-2</sup>		77
10	E5 lluvias		5.73E <sup>-2</sup>	73
11	E6 secas	6.75E <sup>-2</sup>		79
12	E6 lluvias		5.74E <sup>-2</sup>	73

Ya que existe una relación directa entre el NH<sub>3</sub>-N y el NO<sub>3</sub>-N se espera que el comportamiento sea similar al componente analizado anteriormente.

De acuerdo a los resultados expuestos en la tabla 5.6 se estima que el NO<sub>3</sub>-N tiene buena asociación con respecto a la distancia. Por otra parte, se observa que en período seco y bajo los escenarios planteados el río Gallinas no está siendo capaz de asimilar los aportes de NO<sub>3</sub>-N, puesto que se está presentando una tendencia en aumento. A diferencia del período lluvioso que si refleja disminución en la concentración. El escenario E1 lluvias es el que arrojo un mejor comportamiento ante la degradación al lograr disminuir 9.01E<sup>-2</sup>mg/L de NO<sub>3</sub>-N por cada metro.

### 5.1.1.4. Capacidad de asimilación para demanda química de oxígeno.

Las concentraciones de la determinante de calidad DQO, frente a los 12 escenarios, indica (Tabla 5.7):



**Tabla 5.7. Resultados para DQO bajo distintos escenarios.**

N°	Escenario	Por cada m recorrido en el río Gallinas la concentración de DQO (mg/L)		% de correlación de DQO vs Distancia
		Incrementa	Disminuye	
1	E1 secas		0.008	72
2	E1 lluvias	0.0025		68
3	E2 secas		3.47	72
4	E2 lluvias	4.98		68
5	E3 secas		3.18	66
6	E3 lluvias	7.49		68
7	E4 secas		3.55	73
8	E4 lluvias	6.72		73
9	E5 secas		3.63	74
10	E5 lluvias	6.75		73
11	E6 secas		3.95	80
12	E6 lluvias	6.74		70

De acuerdo con lo anterior se puede observar que en época de lluvias el río no está siendo capaz de asimilar los vertimientos de DQO, ya que los datos están presentando una tendencia de incremento en las concentraciones de dicho parámetro frente a los escenarios propuestos, por otra parte, se estima que el E3 de lluvias es el escenario más perjudicial para el río ya que por cada metro la concentración de DQO puede aumentar hasta 7.49 mg/L.

#### 5.1.1.5. Capacidad de asimilación para oxígeno disuelto.

La asociación entre la distancia y el OD no correspondió a una correlación lineal, ya que los valores que resultaron de dicho análisis no se acercaron a 1, por otro lado, se notó que todos los escenarios planteados responden negativamente mostrando una disminución en el oxígeno disuelto, esto quiere decir que si se disminuye a la mitad la concentración del OD en los flujos que llegan al río Gallinas es probable que el río tenga más dificultades para recuperarse.

#### 5.1.1.6. Capacidad de asimilación para Coliformes Fecales.

Las concentraciones de la determinante de calidad C.F, frente a los 12 escenarios, indica (**Tabla 5.8**):

**Tabla 5.8. Resultados para CF bajo distintos escenarios.**

Escenario	Por cada m recorrido en el río Gallinas la concentración de C.F (NMP/100ml)		% de correlación de C.F vs Distancia
	Incrementa	Disminuye	
E1 secas		0.007	65
E1 lluvias	4.49 E <sup>-2</sup>		13
E2 secas		3.14	53
E2 lluvias	85.48		12
E3 secas	0.81		-
E3 lluvias	125.39		12
E4 secas		3.41	56
E4 lluvias	103.7		15
E5 secas		3.44	52
E5 lluvias	123		20
E6 secas		3.18	39
E6 lluvias	141		25

Los resultados arrojan que la correlación lineal entre los fosfatos y la distancia no es buena debido a que solo algunos escenarios llegan a la mitad del valor considerado para inferir que existe asociación entre las variables analizadas, lo anterior se puede ver influenciado por las aportaciones de fuentes puntuales y difusas que se presentan a lo

largo del río, generando presencia de altos y bajos que afectan la linealidad en el comportamiento.

Adicionalmente se observa que en los escenarios E1, E2, E3, E4, E5 y E6 para tiempo de lluvias el río Gallinas no es capaz de asimilar los vertimientos de C.F. presentando una tendencia de aumento. Cabe notar que dicho evento sucede si solo se considera una correlación lineal, por lo tanto, es importante tener en cuenta que puede haber otros elementos que estén influyendo en el proceso eficaz de degradación y asimilación de C.F.

## **5.2. Diagnóstico de la calidad del agua frente a varios escenarios.**

Para estimar la capacidad de asimilación ante descargas contaminantes en el río Gallinas, se evaluaron los 12 escenarios planteados anteriormente (**Tabla 5.3**) con la finalidad de identificar cuál de todos tiene un mejor comportamiento ante los criterios de calidad descritos en la **Tabla 5.1**.

### **5.2.1. Determinación del comportamiento prospectivo de la calidad del agua bajo criterios de calidad.**

En base a los resultados de calidad del agua obtenidos en el planteamiento de los diferentes escenarios y los criterios ecológicos de calidad del agua establecidos en la norma se determinará cuáles son los escenarios que, si se cumplen y cuáles no, además se determinará que factor es el menos asimilado en el río Gallinas.

#### **5.2.1.1. Fosfatos vs criterio ecológico bajo distintos escenarios.**

Como se puede apreciar en la **Figura 5.1** los escenarios del período lluvioso (septiembre) son los menos favorables para el río Gallinas puesto que sobrepasan el

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.

criterio planteado por la norma. Por otra parte, la concentración de la determinante de calidad  $PO_4\text{-P}$  frente a los 12 escenarios indica que solamente el E1 secas se mantiene dentro del criterio de calidad establecido de 0.1 mg/L para ríos (uso, fuentes de abastecimiento agua potable), pero solo aguas arriba, una vez llega el efluente del río Tamasopo a los 6250m la concentración sobrepasa el criterio de calidad. Con respecto a los demás escenarios no se cumple el criterio.

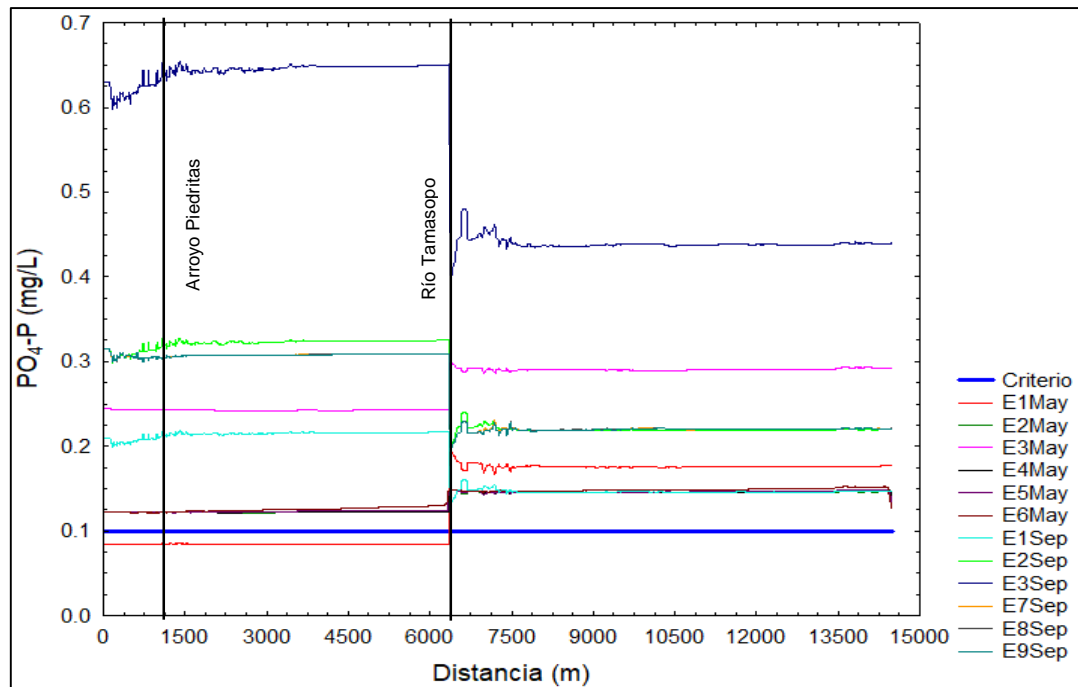
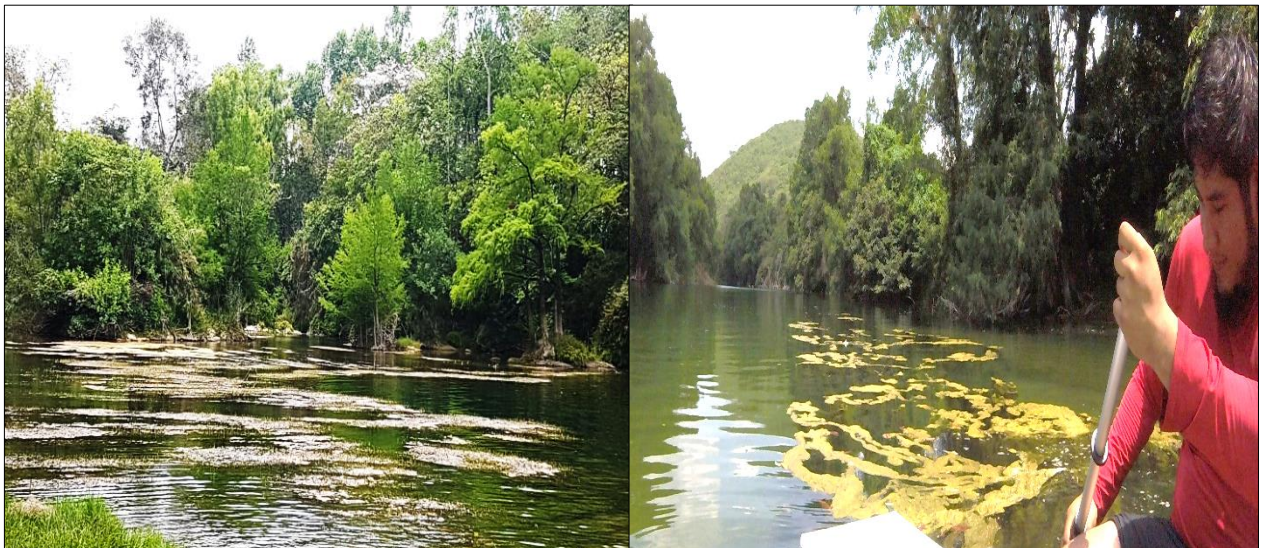


Figura 5.1. Comportamiento del  $PO_4\text{-P}$  frente a diferentes escenarios.

Lo anterior muestra claramente que hay contaminación por fosfatos en el río Gallinas ya que normalmente el fósforo fluctúa entre 0.005 y 0.02 mg  $PO_4\text{-P/L}$  (Sierra Ramirez, 2011). Pütz (2010) también afirma que valores entre los 0.1-0.2 mg/l  $PO_4\text{-P}$  en aguas corrientes, son críticos y pueden causar eutrofización. De igual manera, Sierra (2011) y Pütz (2010) expresan que los fosfatos son provenientes de aguas residuales y de fertilizantes eliminados por el suelo, excreciones humanas y animales, detergentes y productos de limpieza, y aunque el fósforo no presenta toxicidad en los seres vivos, la

presencia de fosfatos en aguas indica la posibilidad de contaminación del acuífero por aguas residuales y de riego agrícola debida a los agroquímicos fosforados (Parametros Físico - Químicos, 2013).

Luego, el río tendería a presentar problemas de eutrofización (**Figura 5.2**) al considerar que los valores son críticos, así lo señala Pütz (2010). La presencia de dicho evento puede deberse a varios factores que se encontraron en el área de estudio como la presencia de población aledaña al cauce principal que no cuentan con sistemas de alcantarillado, actividades como la ganadería y agroindustria también se hacen presentes. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), también señala que la presencia de fosfatos en el agua es debida al escurrimiento del agua hacia la parte baja de las cuencas hidrológicas que trae consigo nutrientes de pesticidas procedentes de superficies agrícolas y pecuarias.



**Figura 5.2. Presencia de productores primarios en el río Gallinas.**

Es importante señalar que la medición de fosfatos es un indicador útil del impacto de la población y la agricultura sobre la calidad del agua. Según estadísticas de la calidad

del agua en México del año 2003 han existido reportes de valores de fósforo total superior a 0.1mg/L, resultado considerado como límite máximo de concentración de fosfatos para prevenir el desarrollo de especies biológicas no deseadas y la eutrofización acelerada de ríos y arroyos (SEMARNAT, 2005).

Para la zona de estudio se encontró que el cultivo predominante es la caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L) de riego en donde la cosecha se hace solo hasta cuando la planta ha cumplido 12 meses de edad, su periodo de cosecha se inicia en el mes de noviembre y concluye en el mes de mayo del año siguiente. Por otro lado, está la caña de temporal, su fecha de siembra más adecuada es de julio a octubre en donde se encuentran las mejores condiciones de humedad y temperatura.

La fertilización es específica para cada zona, porque depende de las características del suelo, de ahí que, antes de un proceso de fertilización primero se realiza un estudio con el objeto de recomendar los tratamientos y fórmulas de fertilización adecuadas para cada zona de abastecimiento. En el área de estudio se encontró influencia de uno de los ingenios azucareros que hacen parte del estado de San Luis Potosí, Ingenio Alianza Popular (**Figura 5.3**), el cual cuenta con un área de servidumbre de 10505 Ha en donde se utiliza cuatro fórmulas de fertilización para la caña de riego: 100-40-40, 100-60-60, 120-60-60 y 160-80-100. En plantillas el fertilizante se aplica en dos etapas, en socas y resocas en una sola aplicación (SAGARPA, COFUPRO, INIFAP, 2017).

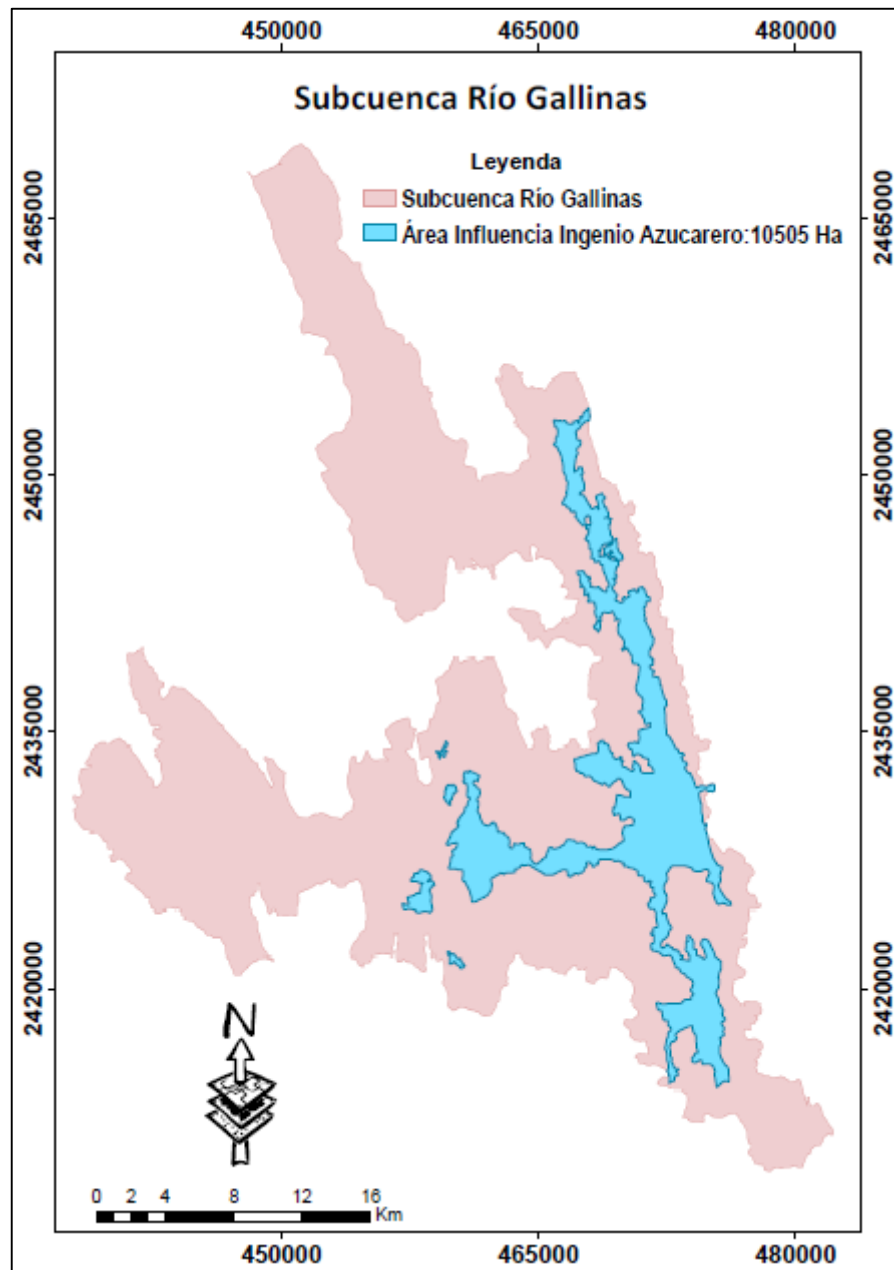


Figura 5.3. Área de influencia ingenio Alianza Popular.

En la fertilización de la caña de temporal, recomiendan una fórmula 20-10-10 a razón de 600 kg/ha y se puede aplicar en dos partes, la primera al momento de la siembra con 300 kg/ha y la restante al primer cultivo.

En cuanto al método de control de plagas se realiza a través de insecticidas, los más comunes son: Carbaryl 80%, 1 a 2 kg por ha, Monocrotofos y Clorpirifós en dosis de 1.5 L/ha (SAGARPA, COFUPRO, INIFAP, 2017). El último nombrado, es un insecticida organofosforado cristalino que inhibe la acetilcolinesterasa causando envenenamiento por colapso del sistema nervioso del insecto. Los Clorpirifós son poco solubles en agua su persistencia en el suelo es extrema a no persistente, la movilidad en el suelo es ligera a móvil, su volatilidad es ligera, la bioacumulación es alta y tiene un alto potencial de lixiviación. En Estados Unidos (1992-2001) ha sido detectado con frecuencia en aguas superficiales de las regiones agrícolas y se encuentra entre los 10 insecticidas problema que superan la norma ecotoxicológica de agua en Holanda (Universidad Nacional de Costa Rica, s.f.).

Teniendo en cuenta que la mejor época para fertilizar el cultivo es en temporada húmeda, se explica porque en septiembre se elevó la concentración de fosfatos, ya que las fórmulas de los fertilizantes utilizados por el Ingenio Alianza Popular contienen compuestos fosforados, los cuales tienen una mayor capacidad de bioacumularse al ser más lenta su dispersión a diferencia del nitrógeno que es mayormente asimilado en el crecimiento de la planta y además es el que se aprovecha más en la extracción de nutrientes del suelo en comparación con el fósforo, de acuerdo con la información internacional relativa se concluye que el P es el nutrimento que se absorbe en menores cantidades con respecto a otros de orden primario como el K y el N, en la **Tabla 5.9** se describe las cantidades de nutrientes extraídas en kg/ha/año (Dirección de investigación y extensión de la caña de azúcar, 1999).



**Tabla 5.9. Extracción de nutrientes del suelo por cultivo de caña de azúcar.**

Nutrientes	Cantidad extraída (kg/ha/año)
Potasio	300- 350
Silicio	200-300
Nitrógeno	130-200
Fósforo	80-100
Calcio	55-60
Magnesio	35-45
Azufre	20-30

Fuente: SAGARPA, 2015.

Sin embargo, el fósforo (P) es esencial para el crecimiento de las plantas. Después del nitrógeno, el fósforo es el nutriente que más limita el desarrollo de los cultivos, a pesar de que las plantas lo necesitan en menores cantidades (López L. A., 2014).

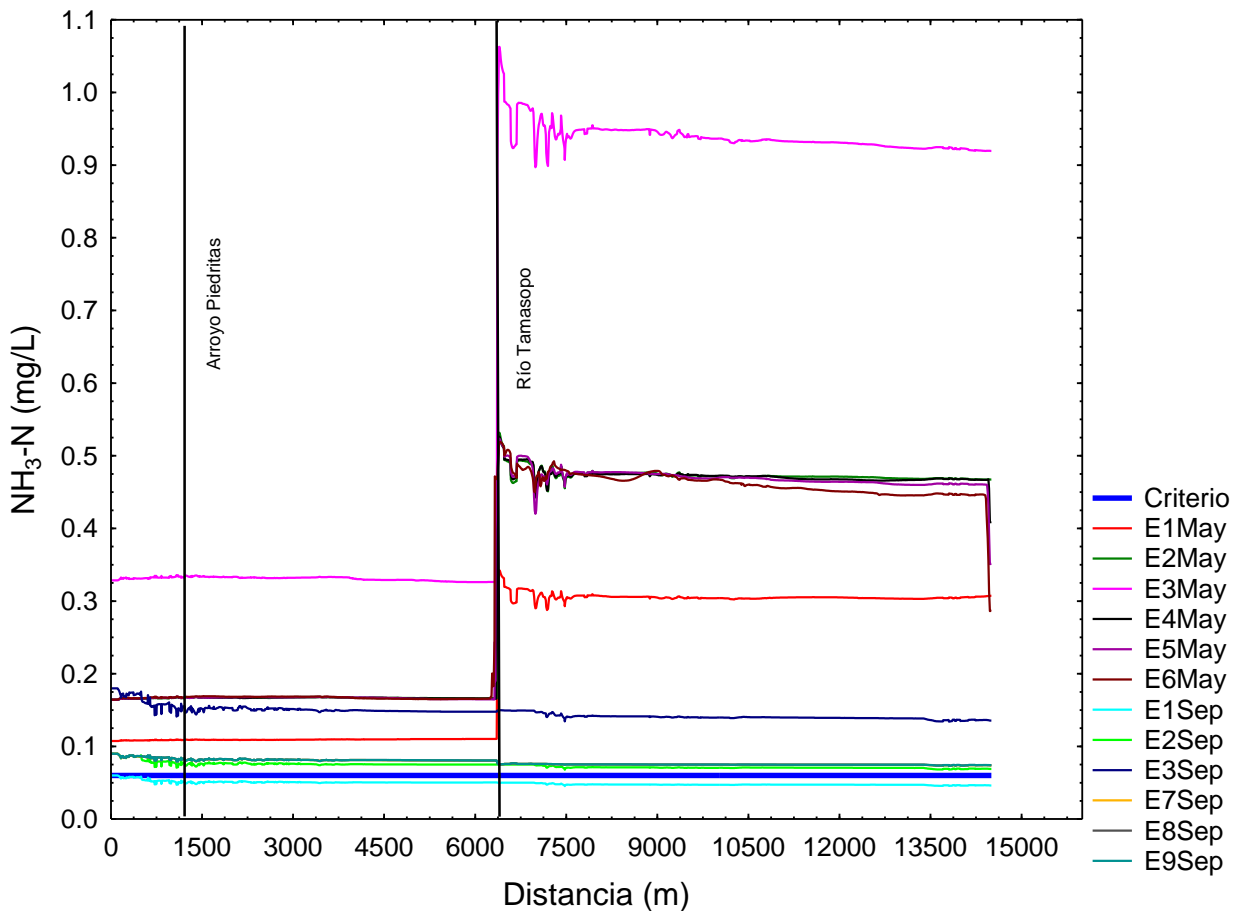
Por lo anterior, es más probable que haya mayor arrastre de fosfatos que posteriormente llegan a los cuerpos de agua por escorrentía. Hay que tener en cuenta que además de los fertilizantes también se encuentran los pesticidas los cuales contienen compuestos organofosforados que causan efectos nocivos en el ambiente. Todavía cabe señalar que el Ingenio Alianza Popular realiza el mantenimiento a la maquinaria, por lo tanto, las aguas residuales van a contener mayor presencia de jabones y productos de limpieza que generalmente contienen compuestos fosforados (Pütz, 2010).

#### **5.2.1.2. Nitrógeno Amoniacal vs criterio ecológico bajo distintos escenarios.**

De lo escenarios planteados solamente el E1 septiembre (escenario condiciones encontradas en el río Gallinas época lluviosa) alcanzó valores por debajo de los 0.06 mg/L establecidos para protección de la vida acuática. El escenario E3 secas es el que menos permite tener concentraciones optimas ya que por cada metro recorrido incrementan  $6.09E^{-3}$  mg/L de  $NH_3-N$  incumpliendo con el criterio de calidad (**Figura 5.4** Libin *et al.*, (2016), igualmente encontraron valores de nitrógeno amoniacal altos en

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.

temporadas donde las temperaturas aumentan, afirmando que los incrementos de temperatura conllevan a diversas actividades biológicas que producen más  $\text{NH}_3\text{-N}$ , por otro lado, los procesos bioquímicos en el área de sedimentos también se activan liberando más  $\text{NH}_3\text{-N}$  a la columna de agua, finalmente los metabolismos de la fauna acuática también tienden a liberar más  $\text{NH}_3\text{-N}$ .



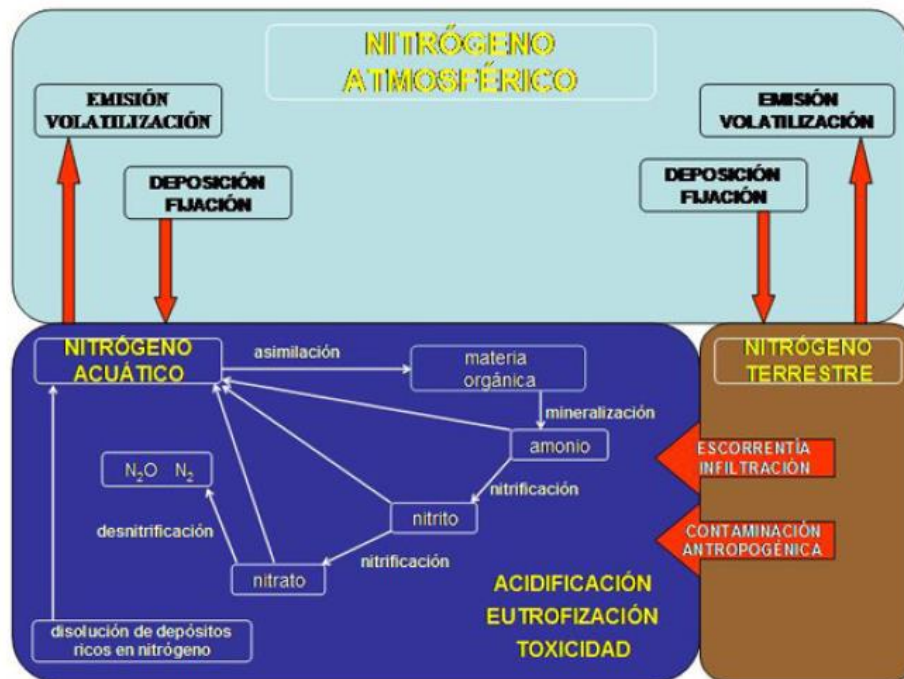
**Figura 5.4. Comportamiento del  $\text{NH}_3\text{-N}$  frente a diferentes escenarios.**

La disminución de nitrógeno en período de lluvias se debe a que existe mayor dilución debido al incremento del caudal. Por otro lado, a pesar de que este nutriente es ampliamente utilizado en los procesos de fertilización se absorbe más en las plantas de caña de azúcar, principal cultivo de la zona, a diferencia del fósforo que tiende a

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.

bioacumularse haciendo que haya mayor presencia de dicho nutriente en el agua (SMART Fertilizer Management, s.f.).

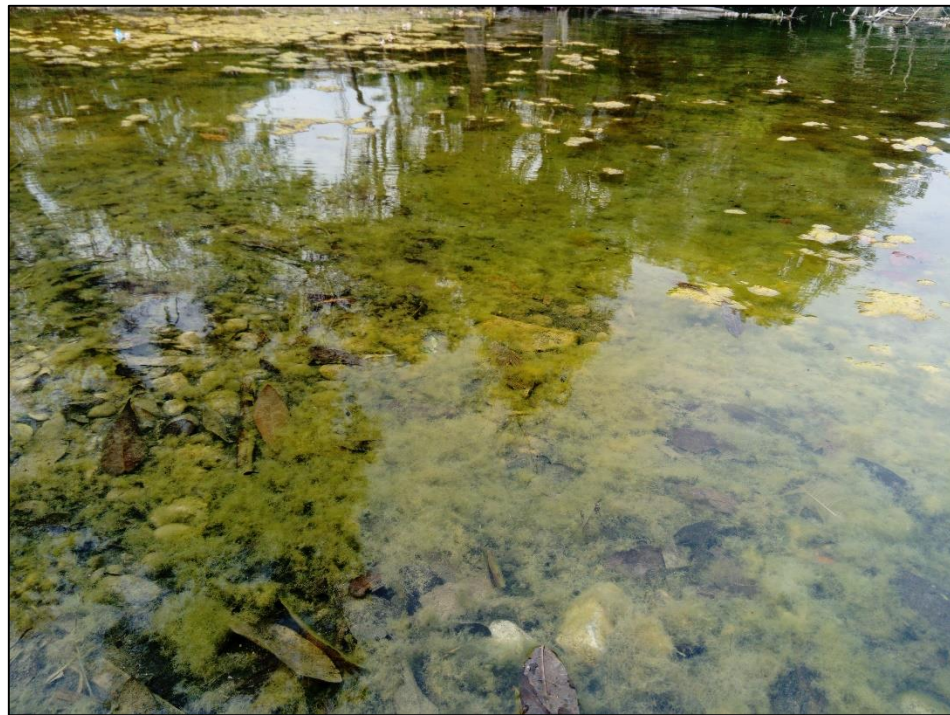
Por su parte, Landeros *et al.*, (2016), destacan que los fertilizantes desencadenan impactos negativos si estos se aplican en exceso, debido a que eventualmente se lixivian hacia el manto freático y acuífero profundo transportándose hacia los cuerpos de agua receptores. De igual modo Camargo (2007) describe que las actividades humanas han alterado el ciclo global del nitrógeno aumentando la disponibilidad del mismo, generando problemáticas ambientales como: la acidificación de ríos y lagos con baja o reducida alcalinidad, eutrofización de las aguas y proliferación de algas tóxicas, toxicidad para los animales acuáticos (Figura 5.5).



**Figura 5.5. Esquema general del ciclo del nitrógeno en los ecosistemas acuáticos y los principales problemas medioambientales derivados de la contaminación. Fuente: Camargo (2007)**

El aumento en las concentraciones de  $NH_3-N$ , promueven el desarrollo, mantenimiento y proliferación de los productores primarios (fitoplancton, algas

bentónicas, macrófitos) como se puede apreciar en la **Figura 5.6**, posteriormente la descomposición de los mismos produce una disminución en el OD sobre todo en ambientes donde hay una tasa reducida de renovación de agua. Las muertes masivas de peces son probablemente la manifestación más dramática de hipoxia y anoxia. Los animales acuáticos generalmente están adaptados a niveles relativamente bajos de nitrógeno inorgánico por tal razón concentraciones elevadas de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ , disminuyen la habilidad de supervivencia, crecimiento y reproducción de los animales (Camargo & Alonso, 2007).



**Figura 5.6. Algas en el río Gallinas.**

Cuando el  $\text{NH}_3$  no es ionizado puede convertirse en tóxico para los animales acuáticos en especial para los peces, debido a que puede destruir el epitelio branquial (Camargo & Alonso, 2007). Dentro de los efectos inmediatos de exposición a niveles altos de amonio se encuentran la inapetencia, reducción del performance de natación, aumento de la ventilación branquial, movimientos erráticos y rápidos, tosido,

convulsiones, pérdida de equilibrio y finalmente muerte (Sandoval & Paredes, 2015).

**Figura 5.7.**



**Figura 5.7. Muerte de peces en el río Gallinas.**

#### **5.2.1.3. Nitrógeno de nitratos vs criterio ecológico bajo distintos escenarios.**

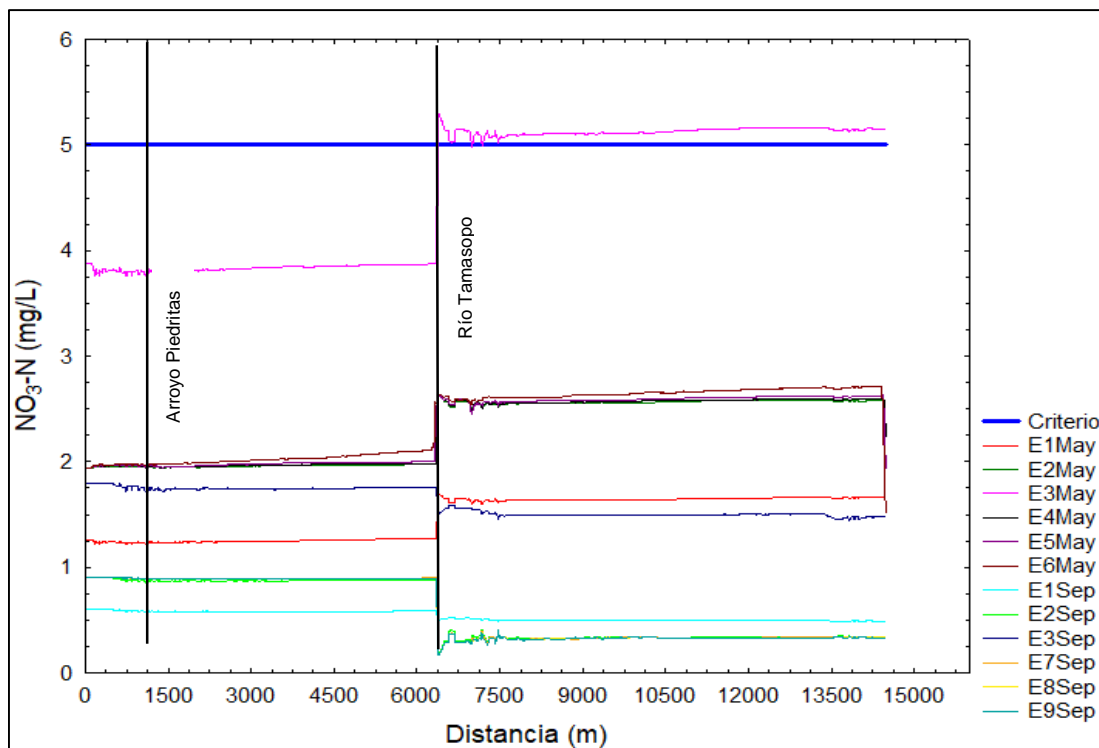
Con respecto a los escenarios planteados para la determinante de calidad de agua  $\text{NO}_3\text{-N}$  (

**Figura 5.8)** solamente el E3 mayo sobrepasa el criterio de calidad 5 mg/L para abastecimiento de agua potable una vez llega la aportación del río Tamasopo. Los escenarios que tuvieron un mayor rendimiento en la degradación del contaminante fueron los correspondientes a la época lluviosa ya que por cada metro recorrido en el río degradan hasta  $5.71 \times 10^{-2}$  mg/L de  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

No obstante, la Norma Oficial Mexicana-NOM-127 señala que el nivel máximo permisible para agua de consumo humano es equivalente a 10 mg/L, lo que quiere decir que todos los escenarios planteados se mantienen dentro del límite. De todas maneras,

el control de los nitratos en el agua es importante porque en aguas para consumo humano, sobre todo para la población infantil, puede causar enfermedades como el síndrome del “bebé azul” (metahemoglobinemia). Dicho de otra forma, los nitratos no son directamente nocivos, pero si es un peligro para la salud debido a su conversión a nitrito que reacciona con la hemoglobina en la sangre generando la metahemoglobinemia (Environmental Protection Agency, 2001).

En cuanto a la protección de la vida acuática no hay establecido un criterio ecológico en la norma. Según Camargo (2007), expresa que el nitrato es menos tóxico que el nitrito y el amoniaco, resultado de su baja permeabilidad branquial, que hace que la absorción a través de las branquias sea más limitada. La acción tóxica del  $\text{NO}_3^-$  es debida básicamente a la conversión de los pigmentos respiratorios en formas que son incapaces de transportar y liberar oxígeno, para lo cual el nitrato deberá convertirse previamente en nitrito bajo las condiciones internas del animal.



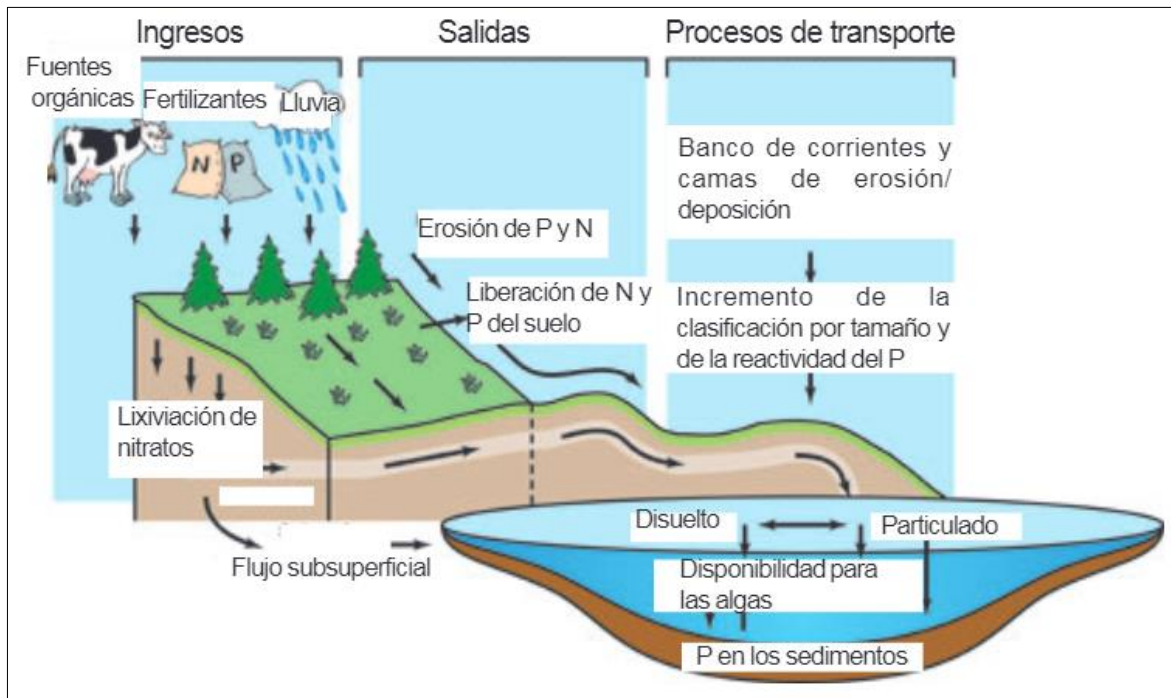
**Figura 5.8. Comportamiento del  $\text{NO}_3\text{-N}$  frente a diferentes escenarios.**

Los nitratos ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) pocas veces se encuentran en las aguas naturales, en su mayoría provienen de fuentes orgánicas e inorgánicas, descargas de desechos y fertilizantes artificiales, respectivamente. Sin embargo, la oxidación bacteriana y la fijación de nitrógeno a través de las plantas puede producir nitrato (Environmental Protection Agency, 2001). Por su parte, Carpenter et al. (1998) señalan que la escorrentía de zonas agropecuarias y ciudades es la mayor fuente de fósforo (P) y nitrógeno (N) que ingresa a los ríos, lagos y aguas costeras.

Carpenter et al. (1998), afirman que la contaminación no puntual de P y N se ha convertido en la mayor fuente, debida principalmente a la agricultura y la densidad del ganado en áreas agropecuarias que conlleva a un flujo de nutrientes a los ecosistemas acuáticos. De ahí que la fertilización y producción de estiércol cause excedente de P, el cual se acumula en el suelo.

Teniendo en cuenta lo descrito anteriormente se puede explicar porque la concentración de fosfatos fue mayor en época de lluvias y no hubo dilución a diferencia del nitrógeno amoniacal y nitratos que si se diluyeron. En la **Figura 5.9** se ilustra de manera más detallada los ingresos, salidas y procesos de transporte del N y P

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.



**Figura 5.9. Nutrientes de estiércol y fertilizantes transportados a los lagos, ríos y océanos.**

**Fuente: (Carpenter, Chair, Caraco, & Howarth, 1998)**

A continuación, en la **Tabla 5.10** se muestra las posibles fuentes de tipo puntual y no puntual.

**Tabla 5.10. Fuentes puntuales y no puntuales de ingreso de sustancias contaminantes.**

Fuentes puntuales	Fuentes no puntuales
Efluentes de aguas residuales de origen fecal e industrial.	Escorrentía desde zonas agrícolas (incluyendo el flujo de retorno de la agricultura de regadío).
Escorrentía y lixiviación desde sitios de deposición de desechos.	Escorrentía desde las zonas de pastoreo y cría de ganado.
Escorrentía e infiltración desde sitios de sacrificio de ganadería.	Escorrentía urbana a partir de áreas sin desagües cloacales.
Escorrentías desde sitios mineros, campos petroleros e industrias sin sistemas cloacales.	Lavados y escorrentía a partir de sistemas sépticos en malas condiciones.

**Fuente: (Carpenter, Chair, Caraco, & Howarth, 1998)**



Carpenter et al. (1998), describieron que en EE.UU. un cuerpo de agua es más propenso a contaminación por fuentes no puntuales, pues aquellas dominan los ingresos de P y N. También encontraron que la contaminación de N y P incrementa la incidencia de muerte de peces a causa del florecimiento de algas tóxicas o por la falta de oxígeno provocada por la descomposición de las algas muertas.

#### **5.2.1.4. Demanda Química de Oxígeno vs criterio ecológico bajo distintos escenarios.**

En lo que se refiere a DQO, aunque no existe un criterio de calidad se disminuye la concentración bajo los escenarios de la época seca E2, E3, E4, E5 y E6, generando una disminución de DQO que oscila entre los 3 a 4 mg/L de DQO por cada metro recorrido. Mientras que los escenarios de época lluviosa fueron los menos aptos en especial el E3 lluvias donde las concentraciones pueden aumentar hasta 7.9 mg/L cada metro, lo que hace que el río Gallinas no sea capaz de asimilar el contaminante en las condiciones planteadas (incremento en un 300% de las concentraciones) (**Figura 5.10**).

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.

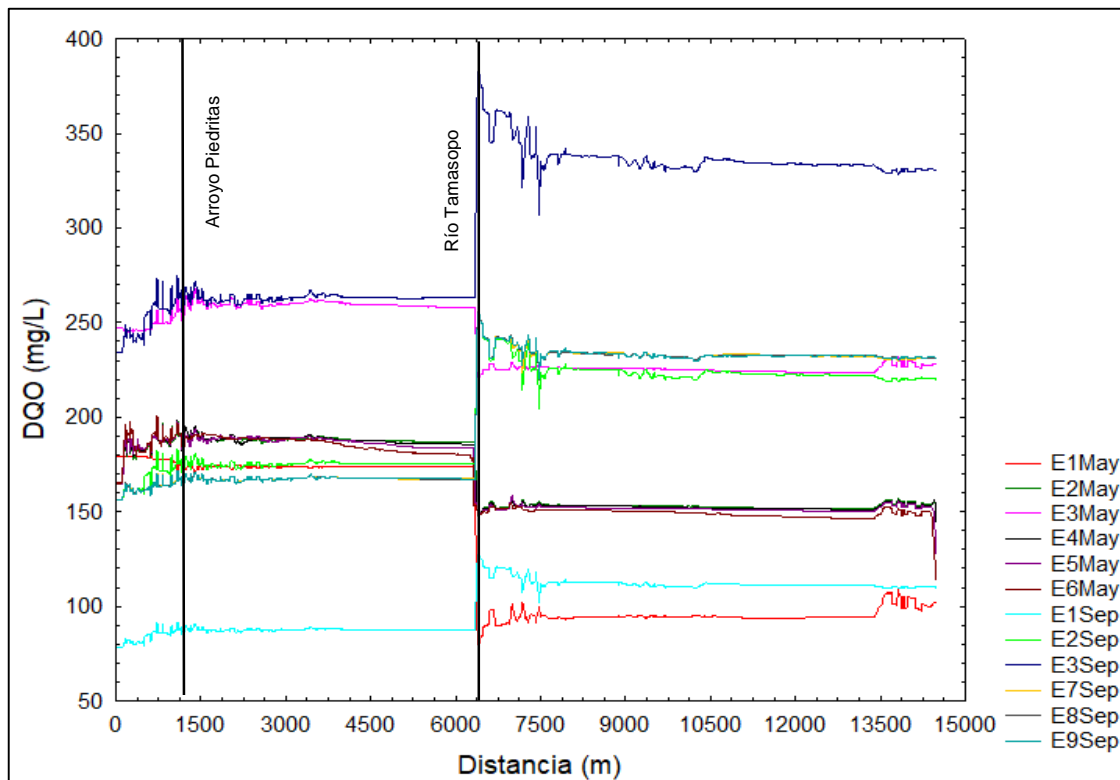


Figura 5.10. Comportamiento del DQO frente a diferentes escenarios.

Cabe señalar que, aunque el río Gallinas es afectado notoriamente en el sector donde descarga el río Tamasopo aguas abajo empieza a degradar el contaminante DQO gracias a las bondades que brinda el entorno, especialmente la presencia de cascadas (Figura 5.11). Los picos que se notan al final del tramo son producto de aportaciones difusas que llegan al área de estudio provenientes de poblaciones aledañas en este caso la localidad El Carpintero.



Figura 5.11. Oxigenación en el río Gallinas.

No obstante, aunque las concentraciones hayan disminuido y no exista un criterio de calidad planteado bajo el acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de la calidad del agua CE-CCA-001/89 (Diario Oficial de la Federación. México, 1989), el agua se considera contaminada en cuanto a presencia de materia orgánica e inorgánica, teniendo en cuenta lo descrito en la **Tabla 5. 11**.

**Tabla 5. 11. Criterios para clasificación de la calidad del agua en cuanto a DQO.**

Demanda química de oxígeno		
Color	Clasificación	Criterio (mg/L)
Blue	Excelente	DQO ≤ 10
Green	Buena	DQO > 10 y ≤ 20
Yellow	Aceptable	DQO > 20 y ≤ 40
Orange	Contaminada	DQO > 40 y ≤ 200
Red	Fuertemente contaminada	DQO > 200

Fuente. Estadísticas del agua en México (CONAGUA, 2018)

Finalmente, al igual que la variable de PO<sub>4</sub>-P la DQO también aumento en época de lluvias. El incremento en las concentraciones de DQO puede deberse a la descarga de aguas residuales industriales generadas por el ingenio de azúcar localizado a riberas del río Tamasopo, mismo que desemboca en el río Gallinas. Se ha encontrado en estudios (Gunkel, y otros, 2006), (Pradeep & Omprakash, 2015), (AKBAR & KHWAJA,

2006), (Kolhe, Ingale, & Sarode), (Saranraj & Stella, 2014) de caracterización de aguas residuales de ingenios de azúcar que el contaminante más representativo es la DQO.

Adicionalmente es muy importante recalcar que también se encontraron valores altos de sulfatos (410 mg/L  $\text{SO}_{4-2}$  a 775 mg/L  $\text{SO}_{4-2}$ ) en el río Gallinas. Los sulfatos es uno de los principales componentes de la DQO, causado por el sulfuro liberado por los sedimentos o por descargas externas ya sea por fertilizantes, pesticidas, jabones, entre otros; luego la oxidación del sulfuro a sulfato puede eliminar sustanciales cantidades de oxígeno disuelto (Zhen-Gang Ji, 2008)

Por lo anterior la determinante de calidad DQO debe estar en continuo monitoreo para evitar efectos adversos en el medio ambiente.

#### **5.2.1.5. Oxígeno Disuelto vs criterio ecológico bajo distintos escenarios.**

Los escenarios E1 sacas y E1 lluvias cumplen con los criterios para protección de la vida acuática y agua potable, hay que tener en cuenta que estos escenarios corresponden a las condiciones encontradas en el río Gallinas y no tienen ninguna modificación en los flujos y concentraciones. El escenario menos favorable correspondió al E3 lluvias ya que por cada metro recorrido disminuye hasta  $6.5 \text{ E}^{-2} \text{ mg/L}$  de OD, si se compara con el anterior parámetro analizado (DQO) el E3 lluvias fue el más perjudicial debido a que alcanzó el valor más alto (382.2 mg/L) de DQO y como ya se describió la DQO puede eliminar fácilmente el OD. (**Figura 5.12**)

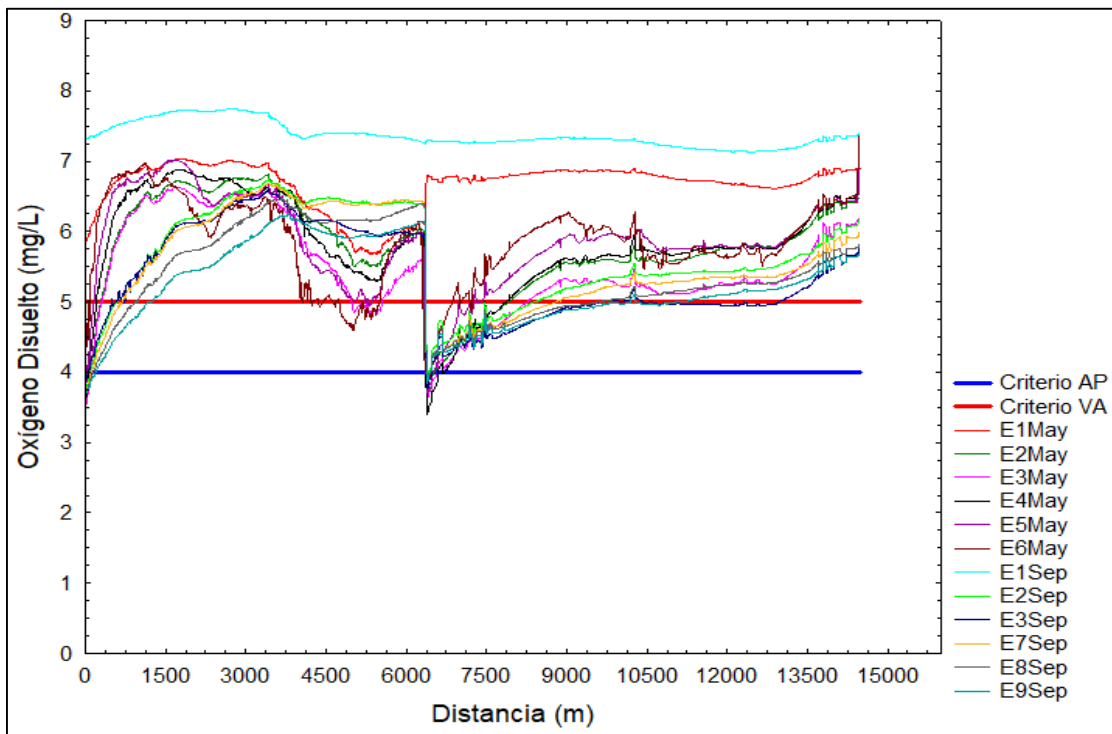


Figura 5.12. Comportamiento del OD frente a diferentes escenarios.

#### 5.2.1.6. Coliformes Fecales criterio ecológico bajo distintos escenarios.

Los escenarios que se ajustan a los criterios de calidad corresponden a los de época seca, siendo el E5 el que mejor repuesta da ante la degradación de coliformes fecales logrando degradar 3.44 NMP/100ml cada metro. Los escenarios de la época lluviosa no cumplen con los criterios de calidad. Como ya se explicó en el análisis del E1 dicho evento sucede por el arrastre de contaminantes cuando ocurre la precipitación (Figura 5.13).

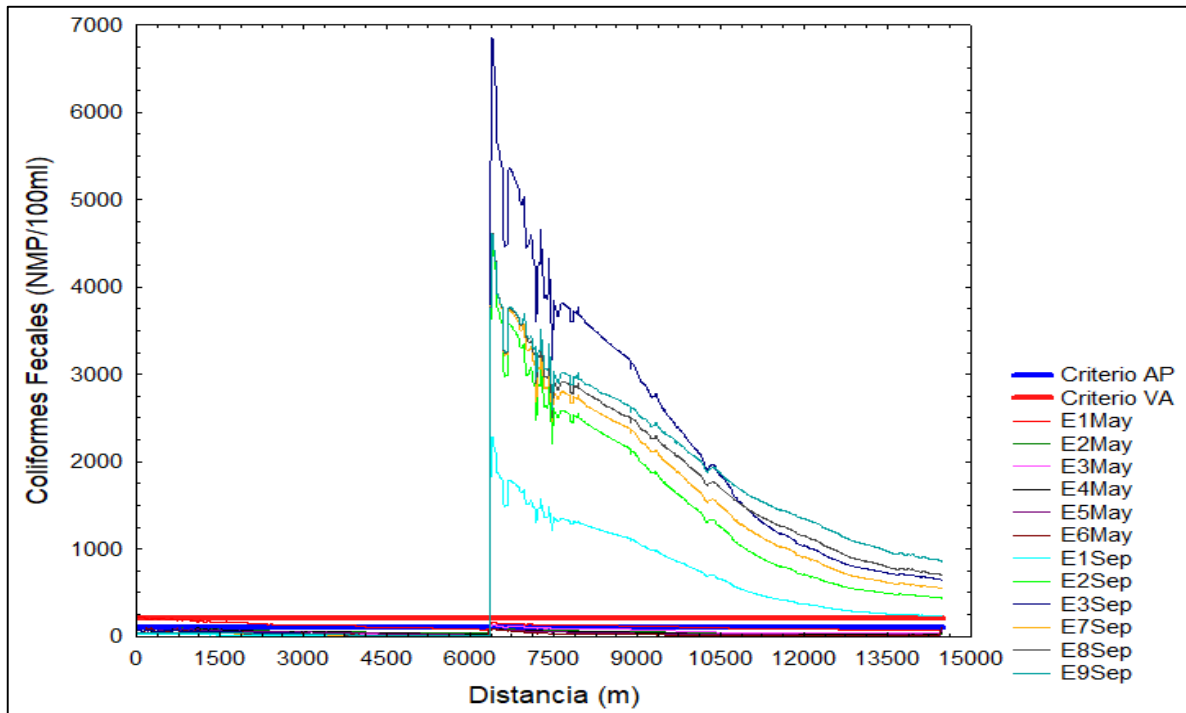


Figura 5.13. Comportamiento del CF frente a diferentes escenarios.

Normalmente, las bacterias patógenas que se encuentran en el agua se atribuyen a excreciones de humanos y animales de sangre caliente, las coliformes son un grupo de bacterias consideradas como principal indicador de contaminación fecal, por consiguiente, un incremento de C.F. quiere decir que hubo un aporte importante de bacterias C.F. ya sea por una fuente puntual, difusa y/o puntual y difusa.

El aumento de C.F. en temporada de lluvias se estima que puede ser debido al escurrimiento de las aguas provenientes de la precipitación las cuales van arrastrando contenidos del suelo, como es el caso de las bacterias C.F. Lo anterior, debido a que en los cuerpos de agua natural las fuentes de contaminación pueden ser puntuales (descargan contaminantes en localizaciones específicas, por medio de tuberías y alcantarillas provenientes de fábricas, plantas de tratamiento de aguas negras, minas, etc.), o no puntuales (áreas de terreno que descargan al agua sobre una región extensa), así lo señala Martínez *et al.*, (2009). De esta manera se explica porque en tiempo de

lluvias se va a notar un incremento y es por la influencia de las dos fuentes (puntual y no puntual) ya que la mayoría de las poblaciones aledañas al río Gallinas no cuenta con sistema de alcantarillado (utilizan pozas sépticas), por lo que las aguas residuales domesticas no reciben ningún tipo de tratamiento, aunado a lo anterior está la presencia de ganado que deposita de igual forma sus heces en áreas cercanas al cauce, por lo tanto el agua de escurrimiento se va a ver afectada por este tipo de contaminantes (Figura 5.14).



**Figura 5.14. Depósitos de materia fecal a orillas del río Gallinas.**

Las concentraciones de patógenos se pueden controlar principalmente por dos mecanismos: procesos hidrodinámicos como el transporte, dilución y sedimentación y segundo la degradación, debida a factores como el efecto de la luz solar, temperatura, salinidad, depredación, niveles de nutrientes, sustancias tóxicas y otros factores ambientales (Zhen-Gang Ji, 2008).

Así por ejemplo, en aguas claras la luz solar es un factor importante para la eliminación de patógenos, ya que la luz visible y ultravioleta (UV) puede matar la *E.coli* (bacteria Gram negativa, anaerobia facultativa que forma parte de la microbiota normal del intestino del ser humano y los animales homeotermos) al existir un enlace directo entre la intensidad de la luz del sol y las tasas de decaimiento de las coliformes. Lo que

## Determinación de la capacidad de asimilación en el río Gallinas.

quiere decir que un alto nivel de luz solar puede causar una tasa de descomposición de *E.coli* mucho mayor que la que pudiese ocurrir en la oscuridad y agua turbia, puesto que la capacidad de la luz solar para eliminar patógenos es limitada debido a la pobre penetración de la luz UV (Zhen-Gang Ji, 2008) (**Figura 5.15**). Lo anterior puede explicar porque en época de secas las concentraciones pueden ser menores, mientras que para lluvias no se ve una descomposición importante de patógenos.



**Figura 5.15.** Río Gallinas en época seca y lluviosa.

Finalmente, se hace otra comparación con la norma y de acuerdo a los criterios de clasificación de calidad del agua en cuanto a C.F. (**Tabla 5.12**) se puede decir que en época de secas el agua del río Gallinas es buena, mientras que para época de lluvias el agua se encuentra contaminada.



Tabla 5.12. Criterios para clasificación de la calidad del agua en cuanto a C.F.

Coliformes Fecales		
Color	Clasificación	Criterio (NMP/100ml)
	Excelente	$CF \leq 100$
	Buena	$100 < CF \leq 200$
	Aceptable	$200 < CF \leq 1,000$
	Contaminada	$1000 < CF \leq 10,000$
	Fuertemente contaminada	$CF > 10,000$

Fuente: Estadísticas del agua en México (CONAGUA, 2018)

### CONCLUSIONES

- El río Gallinas no es capaz de asimilar la contaminación por  $\text{PO}_4\text{-P}$ , ya que las concentraciones sobrepasan el criterio ecológico de calidad del agua, solamente el escenario E1 secas antes de la confluencia del río Tamasopo alcanzó niveles adecuados, una vez tributa el río Tamasopo las concentraciones rebasan lo establecido por la norma 0.1mg/L para uso en el abastecimiento de agua potable, indicando que el río Gallinas presenta una contaminación por fosfatos, puesto que valores entre 0.1 y 0.2 mg/L  $\text{PO}_4\text{-P}$  en aguas corrientes son críticos y pueden causar eutrofización..
- La presencia de  $\text{PO}_4\text{-P}$  en época de lluvias es la menos favorable para el río Gallinas debido a que se aumentan las concentraciones, se estima que dicho evento es producto del arrastre de residuos de nutrientes agregados al cultivo de caña de azúcar.
- A pesar de encontrar un incremento en la concentración de  $\text{PO}_4\text{-P}$  en tiempo de lluvias, la asimilación del contaminante es más favorable en lluvias ya que por cada metro se degradan  $6.8 \text{ E}^{-6}$  mg/L mientras que para época seca presenta una tendencia de aumento con  $9.3 \text{ E}^{-6}$  mg/L cada metro, lo cual quiere decir que en época seca el río Gallinas presenta mayor dificultad en la asimilación de dicho parámetro.
- El río Gallinas no es capaz de asimilar el  $\text{NH}_3\text{-N}$  en período de secas, puesto que por cada metro presenta un incremento de  $1.99 \text{ E}^{-5}$  mg/L. Adicionalmente, se encontró mayor concentración de dicho contaminante (0.11 a 0.34 mg/L) a diferencia de la temporada de lluvia que arrojó valores a partir de 0.05 mg/L a 0.06 mg/L.

## Conclusiones

- En la simulación de  $\text{NH}_3\text{-N}$ , el escenario E3 secas fue el menos favorable para el área de estudio, debido al incremento que presentó con respecto al espacio. Es importante señalar que el aumento en las concentraciones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  promueve el desarrollo, mantenimiento y proliferación de los productores primarios, lo que posteriormente haría reducir el OD.
- La ionización del  $\text{NH}_3\text{-N}$  es de vital importancia, debido a que el amoníaco puede convertirse en tóxico para los animales acuáticos en especial para los peces, pues destruye el epitelio branquial. Por su parte el  $\text{NO}_3\text{-N}$  es menos tóxico resultado de su baja permeabilidad branquial, que hace que la absorción a través de las branquias sea más limitada.
- En cuanto a la determinante de calidad  $\text{NO}_3\text{-N}$  el río Gallinas si es capaz de asimilarlo tanto en época seca como en época de lluvias, solo si se aumentaran las concentraciones de las condiciones frontera (arroyo Piedritas y río Tamasopo) en un 300% rebasaría el valor permisible esto solo para la época de secas.
- Aunque en época seca la DQO fluctuó entre 79.88 mg/L y 179.88 mg/L, la capacidad de asimilación fue positiva, puesto que por cada metro presentó una disminución de  $8.0 \text{ E}^{-3}$  mg/L. Así mismo se resalta que la disminución en la concentración de DQO se debe al aporte del río Tamasopo que para la temporada de verano fue satisfactoria pues con su llegada se logró una disminución de aproximadamente 100mg/L de DQO. No obstante, aunque las concentraciones hayan disminuido, el agua se considera contaminada en cuanto a presencia de materia orgánica e inorgánica, según la escala de clasificación estipulada por la CONAGUA.
- El comportamiento del oxígeno disuelto no presentó una tendencia inadecuada en las dos épocas, pero si se aclara que las concentraciones fueron menores en

## Conclusiones

verano y esto es debido a la influencia directa que tiene el incremento de la temperatura en dicha variable. En cuanto al planteamiento de los escenarios se infiere que el río Gallinas tiene una excelente capacidad de reaeración, pues a pesar de que las concentraciones se redujeron hasta en un 50 % (3 mgOD/L) los resultados mostraron que el río recupera el OD satisfactoriamente, esto gracias a la presencia de cascadas que conllevan a dichos procesos.

- La variable Coliformes Fecales en temporada de lluvias no es asimilada por el río Gallinas ya que sobrepasa el valor establecido por el criterio ecológico para los cuatro usos: fuente de abastecimiento de agua potable (100NMP/100ml), recreativo con contacto primario (200 NMP/100ml), riego agrícola (1000NMP/100ml) y protección de la vida acuática (200NMP/100ml).
- El río Tamasopo es la fuente más influyente en el río Gallinas tanto en el aporte de caudal como también de contaminantes, pues se encontró que una vez se une el río Tamasopo al río Gallinas las concentraciones de todas las variables analizadas en el área de estudio se ven afectadas por dicho aporte, concluyendo que la fuente en mención es determinante en la calidad del agua del río Gallinas.
- Se concluye que gran parte de los contaminantes que llegan al río dependen principalmente de fuentes difusas, ya que a simple vista solo se encontraron dos aportaciones (arroyo Piedritas y río Tamasopo) que, si representan un cambio en las características del río Gallinas, pero no es suficiente para afirmar que el área de estudio puede verse afectada solo por dichos cuerpos de agua.
- En cuanto al modelo numérico EFDC Explorer se evidenció que el modelo se ajusta a las condiciones propias del río siendo un cuerpo de agua pequeño. Demostrando que EFDC logra reproducir datos hasta en estos casos, puesto que

## Conclusiones

está diseñado para generar cuadrículas curvilíneas que permiten un acercamiento más detallado a las condiciones reales ya sean áreas grandes o pequeñas.

- Finalmente, el río Gallinas si se encuentra contaminado principalmente por la presencia de fosfatos y nitrógeno amoniacal, lo cual trae como consecuencia la presencia de productores primarios y afectación a la vida acuática en especial a los peces.

### Recomendaciones.

- Es importante que las instituciones que han hecho presencia en el área de estudio trabajen de manera articulada para aunar esfuerzos y evitar la duplicación de acciones a nivel de otros organismos, con el fin de dar alternativas de solución que sean acogidas por la población.
- Los contaminantes que llegan al río Gallinas podría reducirse si el manejo de los fertilizantes y pesticidas se efectuara adoptando criterios ambientales que realmente se cumplan.
- Con respecto a la metodología utilizada es importante denotar que la toma de muestras continuas a lo largo de un período estacional como en este caso verano e invierno es relevante a la hora de calibrar el modelo, por lo que es conveniente tomar varias muestras de agua en diferentes días de la época objeto de estudio, con la finalidad de generar confiabilidad en los resultados y de igual manera contar con la mayor cantidad de datos que posteriormente permitan la opción de descarte de valores atípicos que generen dificultades a la hora de calibrar el modelo matemático.
- Es fundamental que el levantamiento de información primaria como: mediciones batimétricas, monitoreo de caudales, monitoreo de parámetros de calidad de agua y toma de muestras para el análisis de parámetros ex situ, garantice resultados de calidad, puesto que de ello depende la obtención de resultados idóneos en el modelo implementado.

## Apéndice: plan de muestreo río gallinas.

### El objetivo de la toma de muestras.

Es la obtención de una porción de material cuyo volumen sea lo suficiente pequeño como para que pueda ser transportado con facilidad y manipulado en el laboratorio sin que por ello deje de representar con exactitud al material de donde procede (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

### Precauciones generales.

La obtención de una muestra que cumpla con los requisitos del programa de toma y manipulación implica que aquella no debe deteriorarse o contaminarse antes de llegar al laboratorio (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

- ✓ Antes de llenar el envase con la muestra hay que lavarlo dos o tres veces con el agua que se va a recoger a menos que el envase tenga un conservante o un decolorante.
- ✓ Según los análisis que deban realizarse, hay que llenar el envase por completo (generalmente en los análisis orgánicos).
- ✓ En muestras que vayan a ser transportadas, es mejor dejar un espacio del 1 por 100 de la capacidad del envase para permitir la expansión térmica.
- ✓ En algunos casos, sólo se pueden tener muestras representativas si se hace mezcla de varias tomas obtenidas a lo largo de un determinado período o en muchos puntos distintos de recogida.
- ✓ Los detalles de la toma de muestras varían mucho según las condiciones locales, por lo que no se pueden hacer recomendaciones especiales a nivel universal. A veces proporciona más información analizar numerosas muestras en lugar de una sola, ya que de este modo no se pierden los valores máximos y mínimos.

- ✓ Hay que registrar una información positiva de la muestra en fechas posteriores, y en esta información debe constar el nombre del que ha hecho la toma, la fecha, la hora y localización exacta, la temperatura del agua y cualquier otro dato que pueda resultar necesario para establecer una correlación, como son las condiciones meteorológicas, el nivel del agua, la velocidad de la corriente, la manipulación posterior a la recogida.
- ✓ Cuando se analiza muestras recogidas de un río o arroyo, los resultados pueden variar según su profundidad, la velocidad de la corriente, la distancia de la orilla y la separación entre ambas orillas. Si se cuenta con el equipo adecuado se realizará una muestra <<integral>> desde la superficie del fondo en la zona media de la corriente o de un lado al otro a una profundidad media, de forma que la muestra esté integrada en relación con el flujo. Si solo puede hacerse una muestra pequeña, se hará en el centro de la corriente a una profundidad media.
- ✓ Para determinados componentes es muy importante el lugar en donde se recoge la muestra. Hay que evitar las áreas de turbulencia excesiva, a causa de la posible pérdida de componentes volátiles y presencia de vapores tóxicos, se recomienda que la toma se haga en superficies tranquilas.

### **Tipos de muestras.**

**a). Muestras de sondeo:** se refiere a un amuestra tomada en un lugar y un momento determinados sólo puede representar la composición de la fuente en ese momento y lugar. Sin embargo, cuando se sabe que una fuente es bastante constante en su composición durante un período considerable a lo largo de distancias sustanciales en todas las direcciones, puede decirse que una muestra de dicha fuente representará un período de tiempo más largo o un volumen mayor o ambas cosas, con respecto al punto específico donde fue recogida. En estas circunstancias, algunas fuentes pueden estar muy bien representadas por una simple muestra de sondeo. Es el caso de algunos suministros de agua, algunas aguas superficiales y más raramente algunas corrientes de aguas residuales.



Cuando se sabe que una fuente varía con el tiempo, las muestras de sondeo recogidas a intervalos adecuados y analizadas por separado pueden mostrar la amplitud, la frecuencia y la duración de tales variaciones. Hay que hacer la recogida teniendo en cuenta la frecuencia con que se esperan los cambios, lo que puede variar desde cinco minutos, a una hora o más. Las variaciones estacionales pueden exigir la realización de tomas a lo largo de meses. Cuando la composición varía en el espacio y no en el tiempo, hay que hacer toma en los lugares adecuados (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

**b). Muestras compuestas:** Se refiere a una toma de muestras sencillas recogidas en el mismo punto en distintos momentos. Las muestras compuesta-tiempo son las más útiles para determinar las concentraciones medidas que se han de utilizar, por ejemplo, para calcular la carga o la eficiencia de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Se considera que un período de 24 horas de tomas, representa el estándar para la mayoría de análisis de una muestra compuesta. Sin embargo, en determinadas circunstancias puede resultar preferible una muestra compuesta que representa una desviación en un periodo más corto o el ciclo completo de una operación periódica. Para valorar los efectos de descargas y operaciones espaciales, variables o irregulares, han de recogerse muestras compuestas que representen los períodos en los que tienen lugar dichas circunstancias.

Para determinar componentes o características sujetas a cambios importantes e inevitables durante la conservación, no deben utilizarse muestras compuestas. Los análisis de este tipo se harán en muestras individuales y los más rápidamente posible después de su recogida, de preferencia en el mismo lugar (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

**c). Muestras integradas:** En algunos casos, la información necesaria se obtiene mejor analizando mezclas de muestras individuales, recogidas en distintos puntos al mismo tiempo o con la menor separación temporal que sea posible. Por ejemplo, estas son utilizadas en los ríos o corrientes cuya composición varía según la anchura y la profundidad. Para valorar la composición media o la carga total, hay que recurrir a

mezclas de muestras que representen distintos puntos de la sección transversal y que sean proporcionales a los flujos relativos (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

### **OBJETIVO DEL MUESTREO.**

Caracterizar el río Gallinas en diferentes puntos de monitoreo (9 puntos), a través de muestras de sondeo para análisis fisicoquímico y microbiológico.

#### **¿Para qué?**

Para modelar la calidad del agua del río Gallinas.

#### **¿Por qué realizar el muestreo?**

Porque la comunidad que hace parte de la cuenca hidrográfica, considera como una necesidad el diagnóstico de la calidad del agua del río Gallinas debido a que se han presentado problemas de contaminación en este cuerpo de agua que ha traído afectaciones a la fauna (muerte de peces) y a la población humana (enfermedades gastrointestinales y de la piel).

Por otra parte, los muestreos serán un insumo relevante a la hora de utilizar el software EFDC Explorer y son estos datos los que permitirán el análisis de la calidad del río Gallinas. Finalmente, con la ejecución del modelo se podrá identificar la capacidad de asimilación que tiene el río ante posibles descargas contaminantes.

#### **¿Para que los datos?**

Para poder ingresar los resultados al software EFDC Explorer que posteriormente permitan el análisis del comportamiento del cuerpo de agua objeto de este estudio.

### ¿Cómo alcanzar los datos?

Procesamiento en laboratorio de muestreos *ex situ* y medición de parámetros en campo (*in situ*). Además, es importante tener en cuenta las Normas Mexicanas para análisis de agua a fin de obtener resultados de calidad y así tener información acertada ya que de ello depende los resultados finales del modelo. Enseguida se describen algunas de las Normas Mexicanas (NMX) que se tendrán en cuenta en este estudio.

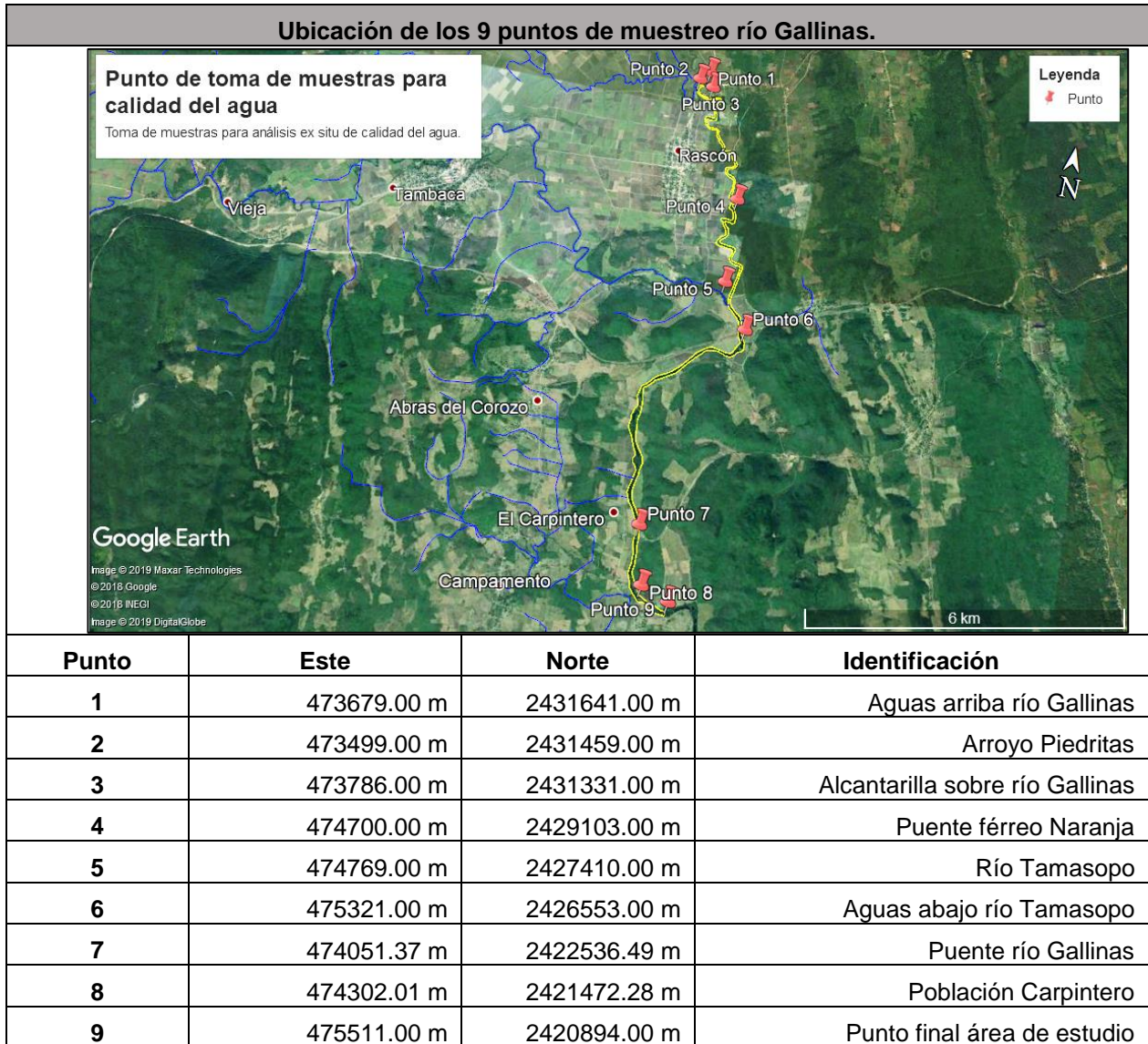
- ✓ NMX-AA-121. Guía para muestreo en ríos y corrientes.
- ✓ NMX-AA-014-1980. Establece los lineamientos generales y recomendaciones para el muestreo en cuerpos receptores de aguas superficiales, excluyendo aguas estuarinas y aguas marinas, con el fin de determinar sus características físicas, químicas y bacteriológicas
- ✓ NMX-AA-007-SCFI-2013. Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- ✓ NMX-AA-008-SCFI-2011. Determinación del pH.
- ✓ NMX-AA-012-SCFI-2001. Determinación de Oxígeno Disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- ✓ NMX-AA-028-SCFI2001. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- ✓ NMX- AA-030-SCFI-2001. Determinación de Solidos y Sales Disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- ✓ NMX-AA-42-1987. Determinación del número más probable (NMP) de Coliformes Totales.
- ✓ Los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.

Para lograr esta actividad es necesario seguir los siguientes pasos:

1. Definir los puntos de muestreo en el tramo seleccionado (estos deben estar georreferenciados y guardados como archivo kml), lo anterior se logra a partir de

la utilización de la herramienta Google Earth para localizar puntos estratégicos y de fácil acceso.

**Tabla A-1. Identificación puntos de muestreo.**



Una vez establecidos los posibles puntos de muestreo, es necesario dirigirse a campo para reconocer la ubicación de los mismos e identificar si son de fácil acceso (si es posible limpiar y despejar e área de ingreso), de ser así, es importante señalar los puntos y georreferenciarlos nuevamente esta vez con GPS, además de tomar fotografías

de la entrada y lugar específico, para cuando se realice la campaña de muestreo se optimice tiempos. Si algunos de los puntos no cuentan con acceso se podrá definir otro lugar cercano al seleccionado anteriormente.

Finalmente, se planifican las campañas de muestreo teniendo en cuenta todos los materiales y equipos a utilizar de acuerdo con los parámetros que se van a medir.

**¿Qué se va a muestrear?**

**Medición de parámetros *in situ*.** Se medirá parámetros in situ de caudal, pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, de igual forma se llevará a cabo un registro fotográfico de las actividades.

**Tabla A-2. Métodos utilizados para la determinación de los parámetros fisicoquímicos (*in-situ*).**

PARAMETRO	UNIDAD	MÉTODO
Temperatura	°C	HACH HQ40D
pH	-	HACH HQ40D
Conductividad Eléctrica (EC)	µ/cm	HACH HQ40D
Oxígeno Disuelto (DO)	mg/L	Conductronic OX25

**Medición de parámetros *ex situ*.** Se medirá, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Amoniacal (NH<sub>4</sub>-N), Nitratos (NO<sub>3</sub>-N), Fosfato (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>-P), Coliformes Fecales (CF).

**Tabla A-3. Métodos utilizados para la determinación de los parámetros fisicoquímicos (*ex situ*).**

VARIABLE	UNIDADES	MÉTODO
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O <sub>2</sub> /L	◆HACH 10211
Nitrógeno Amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	mg NH <sub>3</sub> -N/L	HACH 8038
Nitrógeno de Nitratos (NO <sub>3</sub> )	Mg NO <sub>3</sub> -N/L	HACH 8171
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	mg/L	HACH 8048
Coliformes Fecales	NMP/100ml	Métodos de tubos múltiples de fermentación

**Reactivos.** En la tabla A-5 se describen los reactivos necesarios para el análisis de las muestras.

**Tabla A-5. Requerimientos de reactivos para análisis de muestras.**

Parámetro	Reactivos
Demanda Química de Oxígeno (COD)	COD TNT 820 Reagent set.
Nitrógeno Amoniacal (NH <sub>4</sub> -N)	Mineral Stabilizer Polyvinyl Alcohol Reagent Nessler
Nitrógeno de Nitratos (NO <sub>3</sub> -N)	Almohadas de reactivo NitraVer® 5 Nitrate
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -P)	Almohadas de reactivo Phosver®3 Phosphate
Coliformes Fecales	Caldo Lactosa
	Caldo MacConkey
	Caldo lauril triptosa (lactosa) o caldo lauril sulfato de sodio.
	Caldo para producción de gas
	Caldo lactosa bilis verde brillante para coliformes totales y coliformes fecales
	Caldo EC para coliformes fecales termotolerantes
	Medio para producción de indol
	Agua de triptona o agua peptonada
	Caldo lauril triptosa manitol con triptófano: medio para producción de gas y formación de indol.

**Tipo de muestreo.** El tipo de muestreo será simple o también denominado sondeo.

**Método de toma de la muestra.** El método será manual.

### **Materiales y Equipos.**


- ✓ Neveras de unicel o poliuretano con suficientes bolsas de hielo para mantener una temperatura cercana a 4°C.
- ✓ Equipos portátiles para mediciones de temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.
- ✓ Frascos plásticos de 1 L y 2 L, debidamente rotulados.
- ✓ Frasco lavador.
- ✓ Toalla de papel absorbente.
- ✓ Cinta pegante y de enmascarar.
- ✓ Bolsa pequeña para basura.
- ✓ Esfero (bolígrafo) y marcador de tinta indeleble.
- ✓ Tabla portapapeles.
- ✓ Guantes.
- ✓ Agua destilada. En su defecto utilizar agua embotellada o de bolsa.
- ✓ Preservantes para muestras: Ácido sulfúrico concentrado (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>).
- ✓ Formato de captura de datos en campo.
- ✓ Bolsa plástica para guardar los formatos.
- ✓ Papel indicador universal, para verificación de pH de preservación.
- ✓ GPS.
- ✓ Cámara.
- ✓ App ORUXMAPS.

**¿CUANDO?**

En dos épocas del año, invierno y verano en donde se realizarán 2 jornadas de muestreo para identificar el comportamiento del río en cada una de las estaciones mencionadas y ver sus diferenciales.

**Procedimiento de cadena de vigilancia.** Es esencial asegurar la integridad de la muestra desde su toma hasta la emisión del informe. Ello implica hacer una relación del proceso de posesión y manipulación de la muestra desde el momento en que fue tomada hasta el de su análisis y eliminación final.

- a) **Etiquetado de la muestra:** Se recomienda utilizar etiquetas para evitar falsas identificaciones de la muestra. En las que debe constar al menos la siguiente identificación número de la muestra, nombre del que ha hecho la toma, fecha y momento de la toma y lugar de la misma. Se debe adherir las etiquetas en los envases antes o en el momento de hacer la toma. La etiqueta se llena con tinta indeleble en el momento de la toma.

		<b>CAMPAÑA NÚMERO:</b>
IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA:		
SITIO DE TOMA DE MUESTRA:		
TIPO DE MUESTREO:		
FECHA TOMA DE MUESTRA:	HORA TOMA DE MUESTRA:	
ANÁLISIS A REALIZAR:		
PRESERVADO:	pH DE LA MUESTRA:	

- b) **Sellado de la muestra:** Si es posible se debe utilizar sellos para detectar cualquier falsificación de la muestra. Puede ser a través de sellos adhesivos.
- c) **Libro de registro:** Toda la información pertinente a un estudio de campo o toma de muestras se registrará en un libro y/o ficha de campo.





## Apéndice

**Recolección y preservación de muestras.** La preservación de las muestras se realizará con base en las indicaciones descritas por los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales que se muestran en la tabla A-4.

**Tabla A-4. Requerimientos para la toma de muestras.**

Determinación	Envase	Tamaño mínimo de la muestra (ml)	Conservación	Tiempo máximo de conservación recomendado/ Obligado *
DQO	P, V	100	Analizar lo antes posible o añadir H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta un pH < 2 y refrigerar.	7 días /28 días
NH <sub>4</sub> -N	P, V	500	Analizar lo antes posible o añadir H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta un pH < 2 y refrigerar.	7 días / 28 días
NO <sub>3</sub> -N	P, V	100	Analizar lo antes posible o refrigerar.	48 h/48 h (28 días para muestras cloradas).
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	V(A)	100	Para fosfato disuelto, filtrar inmediatamente; refrigerar.	48 h/N.C.
CF.	BPE	100	Analizar lo antes posible o refrigerar.	24 h

P: plástico; V: Vidrio; V(A): lavado con 1+1 HNO<sub>3</sub>; BPE: bolsas plásticas esterilizadas; Refrigerar:4°C.

### Referencias

- Garcia Quintero, H. (2008). Modelación de la calidad del agua en corrientes naturales mediante sistemas no lineales acoplados. Obtenido de <https://repository.javeriana.edu.co:8443/bitstream/handle/10554/3809/GarciaQuinteroHermesAlfonso2008.pdf?sequence=1>
- Guillén , S., González , M., & Vidal, J. (2013). Ecosistemas Acuaticos. Obtenido de [file:///C:/Users/CLAUDIA%20VILLOTA/Downloads/36717878.ECOSISTEMAS%20ACUATICOS.Unidad%201%20Vet%202014%20\(Actualizaci%C3%B3n%202013\).pdf](file:///C:/Users/CLAUDIA%20VILLOTA/Downloads/36717878.ECOSISTEMAS%20ACUATICOS.Unidad%201%20Vet%202014%20(Actualizaci%C3%B3n%202013).pdf)
- Saranraj, & Stella. (2014). Impact of Sugar Mill Effluent to Environment and Bioremediation: A Review. *World Applied Sciences Journal*, 299-316. doi:10.5829/idosi.wasj.2014.30.03.1656
- © Hach Company. (Junio de 2007). DR 2800 Spectrophotometer. Recuperado el 01 de 05 de 2018
- AKBAR, N., & KHWAJA, M. (2006). Study on Effluents from Selected Sugar Mills in Pakistan: Potential Environmental, Health, and Economic Consequences of an Excessive Pollution Load.
- Alean, L. (2009). Modelación de la capacidad máxima de asimilación de vertimientos de carga orgánica en la ciénaga de Mesolandia en el departamento del Atlántico. Bogota.
- Anaya. (2001). Problematica del Agua en el Mundo . Obtenido de <http://www.edpcollege.info/ebooks-pdf/cap1.pdf>
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). Metodos normalizados para el analisis de aguas potables y residuales. (S. A. Diorki, Trad.) Madrid (España: Díaz de Santos, S. A. Recuperado el 01 de 05 de 2018
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales . Madrid : Ediciones Díaz de Santos S.A.
- Arcos, M., Avila , S., Estupiñan, S., & Gomez, A. (12 de Diciembre de 2005). Indicadores Microbiologicos. . Obtenido de [http://www.unicolmayor.edu.co/invest\\_nova/NOVA/ARTREVIS2\\_4.pdf](http://www.unicolmayor.edu.co/invest_nova/NOVA/ARTREVIS2_4.pdf)

## Referencias

- Aznar Jimenez, A. (2000). Ingeniería Química . Obtenido de <http://ocw.uc3m.es/ingenieria-quimica/ingenieria-ambiental/otros-recursos-1/OR-F-001.pdf>
- Betancur, G. A. (2013). Metodología para la selección de modelos hidrodinámicos tridimensionales. Tesis , Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia. Recuperado el 17 de marzo de 2019
- Camargo , J., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente, 98-110.
- Carpenter, S., Chair, N., Caraco, D., & Howarth, R. (1998). Tópicos en Ecología. Ecological Society of America. Obtenido de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/08/Contaminaci%C3%B3n-no-puntual-de-aguas-superficiales-conf%C3%B3foro-y-nitr%C3%B3geno.pdf>
- Celada, J. (1999). Levantamiento batimétrico de Las Salinas de Torre Vieja con técnicas combinadas de GPS en tiempo real y ecosonda digital mediante la sincronización de ambos sistemas . Madrid .
- Centro Internacional para la Investigación del Fenómeno del Niño. (2016). Tiempo, clima y variabilidad climática. Obtenido de [http://www.ciifen.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=579:tiempo-y-clima&catid=98&Itemid=131&lang=es](http://www.ciifen.org/index.php?option=com_content&view=article&id=579:tiempo-y-clima&catid=98&Itemid=131&lang=es)
- Chacalo, A., & Delgado, A. (2000). Problemática del medio ambiente. México.
- Chang, J. (2015). Calidad de Agua . Obtenido de <https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/6145/2/Calidad%20de%20Agua%20Unidad%201%2C2%2C3.pdf>
- Chun-xue, Z., & Xue-yi, Y. (2017). Application of EFDC model to grading the eutrophic state of reservoir: case study in Tianjin Erwangzhuang Reservoir, China. Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics, 11(1), 111-126. doi:10.1080/19942060.2016.1249411

## Referencias

- Cisneros, O., Rivas, A., Díaz, J., & Castaneda, V. (2011). Tratamiento De Las Aguas Residuales Del Ingenio Casasano. Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado el Enero de 2018
- Comisión Estatal del Agua. (Julio de 2016). Estudio técnico para la reserva de aguas superficiales de la cuenca del río Pánuco para el estado de San Luis Potosí. Obtenido de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/133396/INFORME\\_ESTUDIO\\_TECNICO\\_PARA\\_DECRETO\\_RESERVA\\_PANUCO\\_PARA\\_SLP\\_PARTE\\_2\\_DE\\_....pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/133396/INFORME_ESTUDIO_TECNICO_PARA_DECRETO_RESERVA_PANUCO_PARA_SLP_PARTE_2_DE_....pdf)
- Comisión Nacional del Agua. (2001). NMX-AA-028-SCFI-2001. Recuperado el 27 de 04 de 2018, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166771/NMX-AA-028-SCFI-2001.pdf>
- Comisión Nacional del Agua. (2001). NMX-AA-034-SCFI-2001. Recuperado el 27 de 04 de 2018, de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2011/01/nmx-aa-034-scfi-2001.pdf>
- Comisión Nacional del Agua. (2015). NMX-AA-042-SCFI-2015. Recuperado el 27 de 04 de 2018, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166147/nmx-aa-042-scfi-2015.pdf>
- Comisión Nacional del Agua. (s.f.). NMX-AA-030/1-SCFI-2012. Recuperado el 27 de 04 de 2018, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166774/NMX-AA-030-1-SCFI-2012.pdf>
- CONAGUA. (2018). Estadísticas del agua en México. México.
- CONAGUA. (2018). Programa Hídrico Estatal 2014-2018 del Estado de San Luis Potosí. San Luis Potosí.
- CONAGUA. (s.f.). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Obtenido de <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2016/04/SGAPDS-1-15-Libro24.pdf>
- Coordinación Estatal para el Fortalecimiento Institucional de los Municipios. (2015). Monografías de los Municipios de México San Luis Potosí. Obtenido de [http://cefimslp.gob.mx/monografias\\_municipales/2012/tamasopo/files/tamasopo.12.pdf](http://cefimslp.gob.mx/monografias_municipales/2012/tamasopo/files/tamasopo.12.pdf)
- Dávila Ortiz, R. (2017). Evaluación de la Respuesta Hidrológica en las cuencas del río Gallinas y del río Valles en un contexto de cambio climático. San Luis Potosí.

## Referencias

- Del Ángel Hernández , E. (2014). Hidrodinámica. Hidalgo. Obtenido de <https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/bitstream/handle/123456789/16715/LECT147.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Departamento de Asuntos Económicos y Naciones Unidas ONU-DAES. (2015). Calidad del agua. Obtenido de <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>
- Dirección de investigación y extensión de la caña de azúcar. (1999). El nitrógeno, fósforo y potasio en la caña de azúcar. San Jose, Costa Rica. Recuperado el 03 de Marzo de 2019, de <file:///C:/Users/Claudia/Downloads/EI%20Nitr%C3%B3geno,%20F%C3%B3foro%20y%20Potasio%20en%20la%20Ca%C3%B1a%20de%20Az%C3%BAcar-1999.pdf>
- Dou, J. (2017). ResearchGate. Obtenido de [https://www.researchgate.net/post/What\\_is\\_the\\_acceptable\\_range\\_of\\_RMSE\\_or\\_MSE\\_for\\_QSAR\\_QSPR\\_model](https://www.researchgate.net/post/What_is_the_acceptable_range_of_RMSE_or_MSE_for_QSAR_QSPR_model)
- Dynamic Solutions Internacioal. (Mayo de 2018). EFDC\_Explorer.EFDC+&CVLGrid. Obtenido de [www.eemodelingsystem.com](http://www.eemodelingsystem.com)
- Dynamic solutions. (s.f.). U.S. Environmental Protection Agency, ERL, Athens, GA. Obtenido de [http://aquaterra.com/pub/IRW\\_Factor2/Dynamic\\_Solutions/DS%20PD%20EFDC\\_Explorer.pdf](http://aquaterra.com/pub/IRW_Factor2/Dynamic_Solutions/DS%20PD%20EFDC_Explorer.pdf)
- Dynamic Solutions-international . (2017). Theorical Computational Aspects of EFDC.
- Encinas Malagón , M. D. (2011). Medio Ambiente y Contaminación. Principios Básicos (1 ed.). Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International. Obtenido de <https://addi.ehu.es/bitstream/handle/10810/16784/Medio%20Ambiente%20y%20Contaminaci%C3%B3n.%20Principios%20b%C3%A1sicos.pdf?sequence=6>
- Environmental Protection Agency. (2001). Parameters of water quality interpretation and standards. Recuperado el 28 de febrero de 2019, de [https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water\\_Quality.pdf](https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water_Quality.pdf)

## Referencias

- Fallas, J. (2012). Correlación lineal, midiendo la relación entre dos variables . Obtenido de [http://www.ucipfg.com/Repositorio/MGAP/MGAP-05/BLOQUE-ACADEMICO/Unidad-2/complementarias/correlacion\\_lineal\\_2012.pdf](http://www.ucipfg.com/Repositorio/MGAP/MGAP-05/BLOQUE-ACADEMICO/Unidad-2/complementarias/correlacion_lineal_2012.pdf)
- Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, Centro Mexicano de Derecho Ambiental. (2006). El Agua en México: lo que todas y todos debemos saber. Obtenido de [https://www.cemda.org.mx/wp-content/uploads/2011/12/agua-mexico\\_001.pdf](https://www.cemda.org.mx/wp-content/uploads/2011/12/agua-mexico_001.pdf)
- García, F., & Palacio , C. (2009). Generación de mallas no estructuradas para la implementación de modelos numéricos. . DYNA, 17-25.
- González, S. (1993). Contaminación de aguas continentales en Chile con nitratos y residuos de plaguicidas. En O. d. Alimentación, Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines (págs. 87-102). Santiago, Chile.
- Goyenola, G. (Junio de 2007). Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos. Recuperado el 07 de Marzo de 2019, de [http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso\\_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf](http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf)
- Güemes, A. M. (junio de 2013). Cambio climático y desarrollo sustentable en la Huasteca Potosina. El caso del corredor eco turístico indíge S.L.P. Obtenido de <http://www.eumed.net/rev/turydes/14/desarrollo-sustentable.html>
- Gula Tang, Yunqiang Zhu, & Guozheng Wu. (2016). Modelling and Analysis of Hydrodynamics and Water Quality for Rivers in the Northern Cold Region of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15. doi:10.3390
- Gula Tang, Yunqiang Zhu, Guozheng Wu, Jing Li, Zhao-Liang Li, & Jiulin Sun. (2016). Modelling and Analysis of Hydrodynamics and Water Quality for Rivers in the Northern Cold Region of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15. doi:10.3390
- Gunkel, G., Kosmol, J., Sobral, M., Rohn, H., Montenegro, S., & Aureliano, J. (2006). Sugar Cane Industry as a Source of Water Pollution – Case Study on the Situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. *Water Air Soil Pollut*, 261-269. doi:10.1007/s11270-006-9268-x

## Referencias

- Guozheng, W., & Zongxue, X. (2011). Prediction of algal blooming using EFDC model: Case study in the Daoxiang Lake. *Ecological Modelling*, 222, 1245-1252. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.12.021>
- Hainan, A., Wenshi, Z., Xuebin, H., Qiang, H., & Yuanyuan, L. (2014). The Research and Application Progress of Environmental Fluid Dynamics Code. *Journal of Water Resources Research*, 3(3). doi:DOI:10.12677/JWRR.2014.33031
- Hernandez, J., & Martinez, D. (2016). Modelación hidrodinámica y de la calidad del agua para la evaluación ambiental de vertimientos generados a la ciénaga mesolndia, Atlantico- Colombia.
- INAFED. (s.f.). Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México Ciudad Valles. Obtenido de <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM24sanluispotosi/municipios/24013a.html>
- INEGI. (2008). Guía para la interpretación de cartografía batimétrica. México. Obtenido de [http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825231446/702825231446\\_1.pdf](http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825231446/702825231446_1.pdf)
- Ingeniería de Tratamiento. (2012). Parametros y características de las agua naturales. Obtenido de <http://www.oocities.org/edrochac/sanitaria/parametros1.pdf>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (10 de SEPTIEMBRE de 2007). IDEAM. Recuperado el 20 de 04 de 2018
- IPROMA. (2016). IPROMA laboratorio y asesoría . Obtenido de <http://www.iproma.com/es/mediciones-in-situ>
- J. Bai, H. C. (2013). A Review of Surface Water Quality Models. *The ScientificWorld Journal*, 7. Recuperado el 31 de octubre de 2017, de <http://dx.doi.org/10.1155/2013/231768>
- Janesh, D., & Xing, F. (2015). Numerical simulation of flow dynamics in a tidal river under various upstream hydrologic conditions. (D. Koutsoyiannis, Ed.) *Hydrological Sciences Journal*, 1-25. doi:10.1080/02626667.2014.947989



## Referencias

- Juan P, P. (2011). Laboratorio de pH. pdf. Obtenido de [http://server-enjpp.unsl.edu.ar/escuela/images/laboratorio\\_de\\_ph.pdf](http://server-enjpp.unsl.edu.ar/escuela/images/laboratorio_de_ph.pdf)
- Kolhe, Ingale, & Sarode. (s.f.). PHYSICO–CHEMICAL ANALYSIS OF SUGAR MILL EFFLUENTS. Sodh, Samiksha aur Mulyankan, 307-311.
- Lei, Z., Yuzhao, L., & Rui, Z. (2013). A three-dimensional water quality modeling approach for exploring the eutrophication responses to load reduction scenarios in Lake Yilong (China). *Environmental Pollution*, 177, 13-21. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.047>
- Li, S., Wang, X., Zhou, Q., & Han, N. (2018). Simulation of Nitrogen and Phosphorus Removal in Ecological Ditch Based on EFDC Model. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 128, 1-8. doi:doi :10.1088/1755-1315/128/1/012023
- Libin Chen, Zhifeng Yang, & Haifei Liu. (2016). Assessing the eutrophication risk of the Danjiangkou Reservoir basedon the EFDC model. *Ecological Engineering* , 11.
- Londoño, D. (2012). GENERACIÓN DE MALLAS NO ESTRUCTURADAS PARA LA IMPLEMENTACION DE MODELOS NUMÉRICOS.
- López , M. P. (07 de Junio de 20120). Calibración del modelo de transporte de contaminantes en los sedimentos en la cuenca de Jequetepeque, Cajamarca, Perú.
- López, L. A. (octubre de 2014). Evaluación de los niveles de fósforo y potasio en el cultivo de caña de azucar para producción de panela orgánica . Santa Bárbara, Suchitepéquez, Guatemala : Universdad Rafael Landívar.
- López, O., & Lechuga, M. (Agosto de 2001). Contaminantes en los cuerpos de agua del sur de Sonora. *SCIELO*, 43(4), 8. Recuperado el 10 de Enero de 2018, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0036-36342001000400006](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0036-36342001000400006)
- Loucks, D., & Beek, E. V. (2017). *Water Resource Systems Planning and Management*.
- Marin Galvin , R. (2014). Características físicas, químicas y biológicas de las aguas. Obtenido de [http://api.eoi.es/api\\_v1\\_dev.php/fedora/asset/eoi:48101/componente48099.pdf](http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:48101/componente48099.pdf)

## Referencias

- Mejía Clara, M. R. (2005). CATIE. Obtenido de <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A0602e/A0602e.pdf>
- Mejía, R. (2015). Analisis de la caidad de agua para consumo humano y percepción local de as tecnologias apropiadas para su desinfección escala doicialiaria. Recuperado el 14 de Junio de 2017, de <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A0602e/A0602e.pdf>
- Menéndez, A. (2010). Transporte de contaminantes en el medio acuatico. Obtenido de [http://www.redmodelacion.com.ar/~modelacion/images/pdf/docencia/utn/Apunte\\_Contam Aguas.pdf](http://www.redmodelacion.com.ar/~modelacion/images/pdf/docencia/utn/Apunte_Contam Aguas.pdf)
- MIKE Powered by DHI. (Octubre de 2018). MIKE 21 and MIKE 3. Obtenido de <https://www.mikepoweredbydhi.com/the-academy-by-dhi/course-description/coast-and-marine/overview/mike-21-and-mike-3-tr-fm-mt-fm-pt-fm>
- MOHID Water Modelling System . (2018). Agua mohid. Obtenido de [http://www.mohid.com/pages/models/mohidwater/mohid\\_water\\_quality.shtml](http://www.mohid.com/pages/models/mohidwater/mohid_water_quality.shtml)
- Mora, X. (2017). LAS ECUACIONES DE NAVIER-STOKES. Mètode Science Studies Journal(93), 67-73. doi:DOI: 10.7203/metode.8.9415
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2016). El agua en un mundo en constante cambio . Obtenido de [http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/pdf/wwap\\_WWDR3\\_Facts\\_and\\_Figures\\_SP.pdf](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/pdf/wwap_WWDR3_Facts_and_Figures_SP.pdf)
- Organización mundial de la salud. (Julio de 2017). Agua Datos y cifras. Obtenido de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/es/>
- Pacheco, L. (22 de Junio de 2017). Ecocidio en ríos de la Huasteca. Agua.org.mx.
- Parametros Físico - Químicos. (2013). Obtenido de <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-temperatura.pdf>
- Peña, M., Ducci, J., & Zamora, V. (Mayo de 2013). Tratamiento de aguas residuales en México . Obtenido de <https://publications.iadb.org/bitstream/handle/11319/5931/Tratamiento>

## Referencias

- Pérez, M., Peña, M., & Alvarez, P. (Julio de 2011). AGRO-INDUSTRIA CAÑERA Y USO DEL AGUA.
- Pradeep, K., & Omprakash, S. (2015). Quality and management of wastewater in sugar industry. Springer, 8. doi:10.1007/s13201-015-0264-4
- Programme, W. W. (22 de Marzo de 2003). Agua para todos agua para la vida . Obtenido de <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/wwdr1-2003/>
- Pütz, P. (16 de febrero de 2010). Eliminación y determinación del Fosfato . Obtenido de <http://www.interempresas.net/Quimica/Articulos/37743-Eliminacion-y-determinacion-de-fosfato.html>
- Qi, J., Yang, Z., & Shen, Z. (2012). Three-dimensional modeling of sediment transport in the Wuhan catchments of the Yangtze River. SciVerse ScienceDirect, 2437-2444. doi:10.1016/j.proenv.2012.01.232
- Rivera, V. (2015). Evaluation of the kinetics of oxidation and removal of organic matter in the self-purification of a mountain river. DYNA. doi:<https://doi.org/10.15446/dyna.v82n191.44557>
- Rodriguez, C., Barrios, H., Torres, F., & Ramírez , H. (2012). Dinamica Ambiental de Ecosistema Acuáticos Costeros. México.
- Rumana, R. A., Scott, C., & Dilkushi, A. (2016). Simulating the thermal behavior in Lake Ontario using EFDC. Journal of Great Lakes Research, 42, 511-523. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.03.011>
- Sagarpa. (Mayo de 2009). Principales cultivos en SAN LUIS POTOSÍ. Obtenido de <http://www.sagarpa.gob.mx>
- SAGARPA, COFUPRO, INIFAP. (2017). Agenda Técnica Adrícola de San Luis Potosí. México.
- Salinas Tapia, H., Flores Gutiérrez , L., & García Aragón , J. (2016). Modelación del Curso Alto del Río Lerma (CARL), utilizando QUAL2Kw, considerando la distribución y variación variación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno como nitratos.

## Referencias

- Sánchez , ó., Herzing, M., & Peters , E. (julio de 2007). Peerspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. (R. M. Pont, Ed.) Obtenido de <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/533.pdf>
- Sandoval , C., & Paredes, E. (2015). Toxicología Acuática en Peces. Toxicología, 1-6.
- Sangman , J., Kyusung, Y., Youngteck , H., & Kukryul, O. (2010). Salinity intrusion characteristics analysis using EFDC model in the downstream of Geum River. Journal of Environmental Sciences, 22, 934-939. doi:[https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60201](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60201)
- Secretaria General de los Estados Unidos Mexicanos. (2015). LEY GENERAL DEL EQUILIBRIO ECOLÓGICO Y LA PROTECCIÓN AL AMBIENTE. Obtenido de <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFs/148.pdf>
- Secretaria General de los Estados Unidos Mexicanos. (2017). CONSTITUCIÓN POLÍTICA DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS. Obtenido de [http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/1\\_150917.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/1_150917.pdf)
- SEGOB . (30 de Mayo de 2017). Diario Oficial de la Federación. Obtenido de [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5484625&fecha=30/05/2017](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5484625&fecha=30/05/2017)
- SEMARNAT. (2005). Estadísticas del Agua en México 2005. México. 2005, Gerencia de Planeación Hidráulica. Subdirección General de Planeación. Obtenido de [https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/informe\\_resumen/07\\_agua/cap7.html](https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/informe_resumen/07_agua/cap7.html)
- SEMARNAT. (s.f.). Parque Bicentenario . Obtenido de <http://www.parquebicentenario.gob.mx/jardines/encinos.html>
- Seok, S. P., & Yong, S. L. (2002). A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. Ecological Modelling, 152(1), 10. Recuperado el 15 de marzo de 2019, de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380001004896>
- Sierra Ramirez, C. A. (2011). CALIDAD DEL AGUA Evaluación y Diagnostico. MEDELLIN, Colombia: Ediciones de a U.
- SMART Fertilizer Management. (s.f.). Momento y frecuencia de la aplicación de fertilizantes. . Obtenido de <https://www.smart-fertilizer.com/es/articles/timing-fertilizer-application>

## Referencias

- Suárez, J. (Febrero de 2008). Modelos de Calidad de Aguas . Obtenido de [ftp://ceres.udc.es/Master\\_en\\_Ingenieria\\_del\\_Agua/master%20antiguo\\_antes%20del%202012/Segundo\\_Curso/Modelos\\_de\\_Calidad\\_de\\_Aguas/material%202010-2011/MCA\\_Tema\\_5\\_\\_MODELOS\\_DE\\_CALIDAD\\_DE\\_AGUAS\\_EN\\_RIOS.pdf](ftp://ceres.udc.es/Master_en_Ingenieria_del_Agua/master%20antiguo_antes%20del%202012/Segundo_Curso/Modelos_de_Calidad_de_Aguas/material%202010-2011/MCA_Tema_5__MODELOS_DE_CALIDAD_DE_AGUAS_EN_RIOS.pdf)
- Tarrab , L. (2013). Incertidumbres en mediciones de caudal con perfiladores de corriente acústicos Doppler desde plataformas móviles. Córdoba, Argentina.
- Torres , F., Padilla , J., & Rodríguez G. (2015). La modelación hidrodinámica para la gestión hídrica de embalses del.
- Torres Bejarano, F., Padilla , J., & Rodriguez Cuevas , C. (2015). Hydrodynamics modelling utilizing the EFDC Explorer model for the sustainable management of Canal del Dique-Guajaro hydrosystem, Colombia. doi:10.2495/SD150371
- Torres, G. (2014). MOVILIZACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LA CUENCA HIDROLÓGICA RÍO VERDE. México.
- Tsakiris , G., & Alexakis, D. (2012). Water quality models: An overview. EWRA, 15.
- Tufford, D. L., & McKellar, H. N. (1999). Spatial and temporal hydrodynamic and water quality modeling analysis of a large reservoir on the South Carolina (USA) coastal plain. . Ecological Modelling, 37.
- United States Environmental Protection Agency . (2007). The Environmental Fluid Dynamics Code Theory and Computation, Volume 3: Water Quality Module. Obtenido de <https://www.epa.gov/ceam/efdc-manuals>
- United States Environmental Protection Agency. (1972). Introducción a la ley de agua limpia. Obtenido de Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos: [https://cfpub.epa.gov/watertrain/pdf/modules/Introduccion\\_a\\_la\\_Ley\\_de\\_Agua\\_Limpia.pdf](https://cfpub.epa.gov/watertrain/pdf/modules/Introduccion_a_la_Ley_de_Agua_Limpia.pdf)
- Universidad Nacional de Costa Rica. (s.f.). Manual de Plaguicidas de CentroAmérica. Recuperado el 27 de Febrero de 2019, de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/153-clorpirifos>

## Referencias

- Valera Bello , K. F. (2016). Caracterización de las aguas residuales de la industria azucarera Tres Valles, en Honduras. Zamorano, Honduras. Recuperado el Enero de 2018
- Vidal, R., Martineéz , F., & Ayza , M. (1994). Aplicaciones de los modelos de calidad en la simulación de las redes de distribución de agua potable. Ingeniería del Agua, 1(3), 14. Obtenido de <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099/4203/article5.pdf>
- Xamán, J., & Gijón Rivera, M. (2015). Dinámica de fluidos computacional para ingenieros . México: Copyright.
- Xi, L., & Xuyong, L. (2018). Using the EFDC model to evaluate the risks of eutrophication in an urban constructed pond from different water supply strategies. Ecological Modelling, 372, 1-11. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.01.020>
- Zhen-Gang Ji. (2008). Hydrodynamics and Water Quality.
- Zou, R., Carter, S., Shoemaker , L., Parker, A., & Henry , T. (2006). Integrated Hydrodynamic and Water Quality Modeling System to Support Nutrient Total Maximum Daily Load Development for Wissahickon Creek, Pennsylvania. Journal of environmental engineering.