



1859

UNL

Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Carrera de Ingeniería Ambiental

Evaluación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo Las Pitás - Florenia, mediante modelación matemática para periodos de estiaje

Trabajo de Integración Curricular
previa a la obtención del título de
Ingeniera Ambiental

AUTOR:

Melissa Nohelya Castillo Freire

DIRECTOR:

Ing. Christian Fernando León Celi Ph.D.

Loja – Ecuador

2024

Certificación

Loja, 24 de marzo de 2023

Ing. Christian Fernando León Céli, PhD.

DIRECTORA DE TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

C E R T I F I C O:

Que he revisado y orientado todo el proceso de la elaboración del Trabajo de Integración Curricular denominado: Evaluación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo Las Pitás - Florencia, mediante modelación matemática para periodos de estiaje, previo a la obtención del título de **Ingeniera Ambiental**, de autoría del estudiante **Melissa Nohelya Castillo Freire**, con **cédula de identidad Nro. 1104475809**, una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Nacional de Loja, para el efecto, autorizo la presentación del mismo para su respectiva sustentación y defensa.



Firmado electrónicamente por:
CHRISTIAN FERNANDO
LEON CELI

Ing. Christian Fernando León Céli, PhD.

DIRECTOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Autoría

Yo, **Melissa Nohelya Castillo Freire**, declaro ser autora del presente Trabajo de Integración Curricular y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos y acciones legales, por el contenido del mismo. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja la publicación de mi Trabajo de Integración Curricular, en el Repositorio Digital Institucional – Biblioteca Virtual.

Firma:



Cédula de identidad: 1104475809

Fecha: 27/02/2024

Correo electrónico: melissa.castillo@unl.edu.ec

Teléfono: 0968510519

Carta de autorización por parte de la autora, para consulta, reproducción parcial o total y/o publicación electrónica del texto completo, del Trabajo de Integración Curricular.

Yo, **Melissa Nohelya Castillo Freire**, declaro ser autor del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo Las Pitas - Florencia, mediante modelación matemática para periodos de estiaje**, como requisito para optar por el título de **Ingeniera Ambiental**, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido en el Repositorio Institucional.

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Institucional, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Integración Curricular que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, suscribo, en la ciudad de Loja, al día veintisiete del mes de febrero del dos mil veinticuatro.

Firma:



Autora: Melissa Nohelya Castillo Freire

Cédula: 1104475809

Dirección: Daniel Álvarez

Correo electrónico: melissa.castillo@unl.edu.ec

Teléfono: 0968510519

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Director del Trabajo de Integración Curricular: Ing. Christian Fernando León Celi *PhD*.

Dedicatoria

A mis queridos padres y hermanos, quienes han sido mi mayor apoyo en cada paso que he dado en mi formación académica y personal. Sin su amor y respaldo incondicional, este logro no habría sido posible.

Melissa Castillo

Agradecimiento

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento al Dr. Christian León Celi, por su tiempo, guía y apoyo constante durante todo el proceso de investigación. Su conocimiento y experiencia han sido fundamentales para el éxito de este trabajo. Asimismo, estoy agradecida con la Ingeniera Andrea Castillo, por su apoyo y guía durante el desarrollo de este proyecto.

Melissa Castillo

Índice de Contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de Contenidos	vii
Índice de tablas	x
Índice de figuras	xi
Índice de anexos	xiv
1. Título	1
2. Resumen	2
Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco Teórico	6
4.1. Antecedentes	6
4.2. Bases teóricas	7
4.2.1. <i>Calidad del agua</i>	7
4.2.2. <i>Criterios y normas de calidad del agua</i>	8
4.2.3. <i>Parámetros de calidad del agua</i>	9
4.2.4. <i>Monitoreo de calidad del agua</i>	11
4.2.5. <i>Medición de caudal</i>	13
4.2.6. <i>Consideraciones generales previas al modelamiento</i>	15
4.2.7. <i>Modelación de la calidad del agua</i>	19
4.2.8. <i>Métodos numéricos para resolución de modelos matemáticos</i>	21
4.2.9. <i>Proceso de modelación de la calidad del agua</i>	22
5. Metodología	25
5.1. Zona de estudio	25
5.2. Diseño de investigación	26
5.3. Metodología primer objetivo.....	27
5.3.1. <i>Identificación preliminar de efluentes y puntos de interés</i>	28
5.3.2. <i>Plan de muestreo</i>	28

5.3.3.	<i>Análisis de información</i>	35
5.4.	Metodología para el segundo objetivo	36
5.4.1.	<i>Selección de hipótesis de partida del modelo</i>	36
5.4.2.	<i>Segmentación del río</i>	37
5.4.3.	<i>Condiciones iniciales</i>	37
5.4.4.	<i>Constantes cinéticas de reacción</i>	39
5.4.5.	<i>Modelación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)</i>	41
5.4.6.	<i>Modelación del Nitrógeno Amoniacal (NH₄)</i>	42
5.4.7.	<i>Modelación de Oxígeno Disuelto (OD)</i>	42
5.5.	Metodología para el tercer objetivo	43
5.5.1.	<i>Análisis de sensibilidad</i>	43
5.5.2.	<i>Calibración del modelo</i>	43
6.	Resultados	45
6.1.	Resultados para el primer objetivo.....	45
6.1.1.	<i>Sitios de monitoreo</i>	45
6.1.2.	<i>Parámetros de calidad de sitios de monitoreo</i>	49
6.1.3.	<i>Carga contaminante de sitios de muestreo</i>	65
6.2.	Resultados del segundo objetivo	67
6.2.1.	<i>Segmentación del tramo de estudio del río Zamora</i>	67
6.2.2.	<i>Condiciones iniciales de cada subtramo</i>	68
6.2.3.	<i>Constantes cinéticas</i>	69
6.2.4.	<i>Modelamiento de Materia Orgánica Biodegradable (L) en el tramo del río Zamora</i>	70
6.2.5.	<i>Modelamiento de Nitrógeno amoniacal (NH₄) en el tramo del río Zamora</i>	71
6.2.6.	<i>Modelamiento de Oxígeno Disuelto (OD) en el tramo del río Zamora</i>	72
6.3.	Calibración del modelo	73
6.3.1.	<i>Ajuste de parámetros del modelo</i>	73
6.3.2.	<i>Modelo calibrado de materia orgánica</i>	74
6.3.3.	<i>Modelo calibrado de NH₄⁺</i>	75
6.3.4.	<i>Modelo calibrado de [O₂]</i>	76
6.3.5.	<i>Análisis de sensibilidad</i>	77
7.	Discusión	78

8.	Conclusiones	82
9.	Recomendaciones	83
10.	Bibliografía	84
11.	Anexos	89

Índice de tablas

Tabla 1. Criterios de calidad para la preservación de la vida acuática.	9
Tabla 2. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce.	9
Tabla 3. Valores típicos de θ utilizados en la modelización del agua.	18
Tabla 4. Parámetros de monitoreo In Situ.	29
Tabla 5. Parámetros de monitoreo Ex Situ.	32
Tabla 6. Selección de volumen de muestra según el rango de DBO esperado.	33
Tabla 7. Ecuaciones generales de balances de materia para cada subtramo en el punto 0.	38
Tabla 8. Parámetros para el cálculo de azudes.	39
Tabla 9. Valores típicos de θ utilizados en la modelación de calidad del agua.	41
Tabla 10. Rangos típicos de las constantes cinéticas.	44
Tabla 11. Descripción de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.	46
Tabla 12. Descripción de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia	47
Tabla 13. Descripción de azudes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.	48
Tabla 14. Factor DBO5/DQO.	54
Tabla 15. Condiciones iniciales de cada subtramo.	69
Tabla 16. Parámetros fijos de cada subtramo.	69
Tabla 17. Constantes cinéticas obtenidas para cada subtramo antes de calibración.	70
Tabla 18. Error porcentual del modelo de DBO sin calibrar.	71
Tabla 19. Error porcentual del modelo de NH ₄ sin calibrar.	72
Tabla 20. Error porcentual del modelo de OD sin calibrar.	73
Tabla 21. Constantes cinéticas del modelo después de calibración.	74
Tabla 22. Porcentaje de error del modelo de DBO después de la calibración.	75
Tabla 23. Porcentaje de error del modelo de NH ₄ ⁺ después de la calibración.	75
Tabla 24. Porcentaje de error del modelo de OD después de la calibración.	76
Tabla 20. Resultados del análisis de sensibilidad.	77

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de ubicación del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	25
Figura 2. Flujograma del diseño de investigación acoplado de Calidad del agua Evaluación y Diagnóstico de Sierra (2011).....	27
Figura 3. Ubicación de efluentes en el río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	45
Figura 4. Ubicación de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia	47
Figura 5. Ubicación azudes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	48
Figura 6. Temperatura de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en 3 muestreos.....	49
Figura 7. Temperatura promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas–Sector Florencia.....	50
Figura 8. OD de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	51
Figura 9. Conductividad de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas–Sector Florencia en 3 muestreos.....	51
Figura 10. Salinidad de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	52
Figura 11. pH de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	52
Figura 12. pH promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	53
Figura 13. DQO de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	53
Figura 14. DQO promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	54
Figura 15. DBO de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	55
Figura 16. DBO promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	55
Figura 17. NH ₄ ⁺ de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	56
Figura 18. NH ₄ ⁺ promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	56

Figura 19. Turbidez promedio de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.	57
Figura 20. Caudal de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	57
Figura 21. Caudal promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia	58
Figura 22. Temperatura de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos	58
Figura 23. Temperatura promedio de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	59
Figura 24. OD de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.....	59
Figura 25. OD promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	60
Figura 26. Conductividad promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	60
Figura 27. Salinidad promedio de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	61
Figura 28. pH promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	61
Figura 29. DQO de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos	62
Figura 30. DBO de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos	62
Figura 31. NH ₄ ⁺ de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos	63
Figura 32. NH ₄ ⁺ promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	63
Figura 33. Turbidez promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	64
Figura 34. Caudal promedio de los puntos de del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.....	65
Figura 35. Porcentaje de carga contaminante DBO de vertidos.	65
Figura 36. Porcentaje de variación de la carga contaminante de DBO de vertidos.....	66

Figura 37. Porcentaje de carga contaminante NH_4^+ de vertidos.	66
Figura 38. Porcentaje de variación de la carga contaminante de NH_4^+ de vertidos	67
Figura 39. Esquematación del modelo.....	68
Figura 40. Modelación de DBO del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia.	71
Figura 41. Modelación de NH_4^+ del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia	72
Figura 42. Modelación de OD del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia.....	73
Figura 43. Modelo calibrado de DBO del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia ...	75
Figura 44. Modelo calibrado de NH_4 del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia. ...	76
Figura 45. Modelo calibrado de OD del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia.....	77

Índice de anexos

Anexo 1. Porcentaje carga contaminante de puntos preliminares del río Zamora tramo Las Pitas – Florencia.....	89
Anexo 2. Certificado de la traducción del abstract.....	90

1. Título

Evaluación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo Las Pitas - Florencia, mediante modelación matemática para periodos de estiaje.

2. Resumen

Las funciones vitales de los ríos urbanos se ven amenazadas por la contaminación derivada de vertidos residuales de aguas domésticas y económico-productivas, resultado de una infraestructura inadecuada. Para preservar estas funciones, es crucial desarrollar herramientas que proporcionen información detallada sobre el transporte y la transformación de contaminantes en el agua, aspecto fundamental para respaldar la gestión ambiental orientada a proteger y restaurar la calidad de los ríos urbanos. Este estudio se enfoca en evaluar la calidad del agua del río Zamora, específicamente en el tramo Las Pitas - Sector Florencia, mediante la aplicación de modelamiento matemático durante la temporada de estiaje. Para ello, se caracterizaron 19 efluentes del río (12 vertidos y 7 quebradas), y se seleccionaron 4 puntos de control a lo largo del curso del río. Se midieron parámetros fisicoquímicos como el oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), el amonio (NH_4^+) y la temperatura, además de la conductividad, salinidad y turbidez. Los valores promedio obtenidos se integraron en la modelación de DBO, NH_4 y OD, utilizando la ecuación general de transporte de contaminantes resuelta por el método de Euler, y se calibraron para lograr errores aceptables del 8.19%, 5.21% y 4.51%, respectivamente. El análisis reveló una progresiva degradación de la calidad del río, con disminuciones del OD hasta 4.75 mg/L y aumentos de DBO a 84.63 mg/L y NH_4 a 11.90 mg/L, lo que afecta el equilibrio acuático. En resumen, el río Zamora enfrenta niveles significativos de contaminación, especialmente por vertidos como MP1, MP6, MP14 y MP16, que exceden los límites permitidos por el TULSMA y requieren un adecuado control y gestión.

Palabras clave: Materia orgánica, oxígeno disuelto, monitoreo de calidad de agua, modelo de calidad del agua, Río Zamora.

Abstract

Due to inadequate infrastructure, the vital functions of urban rivers are at risk from pollution generated by domestic and economic-productive wastewater discharges. Keeping these functions in tact will require developing tools that provide detailed information on the transport and transformation of pollutants in water, which are a fundamental aspect of supporting environmental management that aims to safeguard and restore the quality of urban rivers. This study focuses on evaluating the water quality of the Zamora River, specifically in the Las Pitas - Florencia sector, through the application of mathematical modeling during the dry season. For this purpose, 19 effluents of the river were characterized (12 discharges and 7 streams), and 4 control points were selected along the course of the river. Physicochemical parameters such as dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), ammonium (NH_4^+) and temperature were measured, in addition to conductivity, salinity and turbidity. In order to calibrate the model of BOD, NH_4 , and DO, the average values obtained were integrated into the general pollutant transport equation solved by the Euler method to achieve acceptable errors of 8.19%, 5.21%, and 4.51%, respectively. The analysis revealed a progressive degradation of river quality, with decreases in DO to 4.75 mg/L and increases in BOD to 84.63 mg/L and NH_4 to 11.90 mg/L, affecting the aquatic balance. As a result, the Zamora River possesses significant levels of contamination, including discharges such as MP1, MP6, MP14, and MP16, which exceed the maximum limits allowed by the TULSMA and which must be controlled and managed in an appropriate manner.

Key words: Organic matter, dissolved oxygen, water quality monitoring, water quality model, Zamora River.

3. Introducción

La disponibilidad y calidad del agua en los sistemas fluviales desempeñan un papel crucial para el equilibrio de los ecosistemas y la salud humana (Boyd, 2015). Sin embargo, el persistente crecimiento demográfico y los avances en sectores clave, como agricultura e industria, han intensificado la demanda de agua, lo que a su vez ha dado lugar a un aumento en la liberación de efluentes contaminantes en distintos cuerpos de agua, como ríos y océanos, con efectos significativos en la calidad del agua (Ávila et al., 2018; Barbulescu et al., 2021). Este fenómeno plantea un desafío sustancial que requiere una gestión responsable respaldada por evaluaciones constantes y herramientas efectivas.

La ciudad de Loja, Ecuador, presenta un caso paradigmático de contaminación en sus ríos urbanos, siendo el río Zamora uno de los ejemplos más notables (Maldonado, 2014). La degradación de la calidad del agua en este río se atribuye principalmente a la descarga directa de aguas residuales municipales, resultado de una gestión territorial inadecuada donde los asentamientos urbanos no conectados al colector marginal vierten directamente sus aguas residuales al río o a sus afluentes (FONAG, 2008; Arce & Leiva, 2009). Este problema se ve agravado por la presencia de actividades industriales (como camales, lavadoras y lubricadoras), agrícolas y extractivas que contribuyen a la carga contaminante, afectando tanto la calidad del agua como la salud del ecosistema fluvial.

En este contexto, la presente investigación se enfoca en la evaluación de la calidad del agua del río Zamora, utilizando modelado matemático como una herramienta clave para comprender la dinámica del sistema, más allá del monitoreo. Debido a que, los modelos matemáticos basados en el principio de conservación de masas, permiten simular escenarios actuales y futuros, calculando la distribución y transformación de contaminantes una vez que entran al cuerpo de agua a través de procesos hidrodinámicos, reacciones y cargas externas que generan cambios en la concentración de sustancias, tanto en tiempo como en espacio (Chapra, 2008; Ji, 2008).

Se han realizado algunos estudios en la ciudad de Loja utilizando modelos como Streeter & Phelps y WASP7 (Zúñiga, 2014), en donde se simuló OD y DBO nitrogenada y carbonácea del río Malacatos y Zamora de la Ciudad, considerando un total de 9 aportantes a lo largo del tramo Dos Puentes – Sauces Norte. Sin embargo, la modelación matemática integral de la calidad del agua del río Zamora, considerando factores como el amonio y la influencia de estructuras como azudes, es limitada y se vuelve imperativa para una gestión efectiva y sostenible.

Por lo expuesto, se considera necesario realizar estudios que aporten información valiosa para la adecuada gestión del río Zamora, y en un principio para el control de las numerosas fuentes de contaminación. Por lo que, mediante modelación matemática la presente investigación busca dar solución a las interrogantes ¿Cuál es la calidad de agua del río Zamora? ¿Cómo afecta a la calidad del río el comportamiento dinámico de los contaminantes vertidos a lo largo del río Zamora? Donde, específicamente se buscó; i) generar una línea base para la modelación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo comprendido desde el sector Las Pitas - barrio Florencia para periodos de estiaje, ii) aplicar modelación matemática para la estimación del oxígeno disuelto, materia orgánica, y nitrógeno del agua del río y iii) calibrar el modelo matemático de calidad de agua desarrollado.

El tramo seleccionado para este estudio abarca desde Las Pitas hasta el Sector Florencia, cubriendo una distancia de 5.9 km durante un periodo crítico de tres meses en época de estiaje. Este enfoque específico permite una comprensión detallada de la dinámica de la contaminación en condiciones específicas, proporcionando información valiosa para la gestión y planificación futura. No obstante, es fundamental reconocer que, a pesar de los esfuerzos realizados, la investigación se ha enfrentado a limitaciones temporales, condiciones climáticas y desafíos logísticos durante el proceso de validación del modelo. Estas limitaciones no solo subrayan la complejidad del estudio, sino que también señalan áreas potenciales para futuras investigaciones y mejoras en la gestión integral del río Zamora. En última instancia, este proyecto contribuye no solo al conocimiento académico, sino también a la implementación de medidas prácticas para la conservación y protección de los recursos hídricos en entornos urbanos.

4. Marco Teórico

El presente apartado se reúnen los antecedentes, investigaciones y conceptos teóricos vinculados a la investigación.

4.1. Antecedentes

En los últimos años, se ha observado un creciente interés en abordar la contaminación de los ríos en Loja, lo que ha generado un aumento en la participación en estudios de monitoreo, índices de calidad y modelamiento matemático. A continuación, se destacan algunos estudios que contribuyen a regular y gestionar de manera efectiva la salud de los ecosistemas acuáticos locales:

En su investigación, Calva (2013), evaluó la calidad del agua del río Zamora en la ciudad de Loja, abarcando un tramo de aproximadamente 5 km. Para este fin, se empleó el protocolo SVAP (Stream Visual Assessment Protocol), el cual se fundamenta en la clasificación de la calidad del agua mediante observaciones visuales directas de diversos factores, como la apariencia del agua y la presencia de desechos sólidos. Además, se complementó esta evaluación con una campaña de muestreo en 3 puntos estratégicos, en la que se analizaron variables como los sólidos suspendidos y totales, temperatura, pH, DBO y coliformes fecales y totales. Los resultados obtenidos revelaron una marcada contaminación en el río Zamora, particularmente alarmante en la zona de Sauces Norte, donde se registraron concentraciones de coliformes totales y DBO que sobrepasaban los límites establecidos por la Norma Ecuatoriana. No obstante, es importante destacar que estos datos, aunque reveladores, presentan limitaciones en su representatividad debido a la falta de muestreos exhaustivos y a la omisión de indicadores clave como el oxígeno disuelto (OD).

Mientras que, Maldonado & Cisneros (2014) llevaron a cabo una evaluación de la calidad del agua en los ríos Malacatos y Zamora utilizando tres índices de calidad del agua (ICA). Estos índices, que combinan variables físicas, químicas y biológicas para asignar valores adimensionales que representan la calidad del agua, mostraron resultados variados en la zona del río Zamora. El Water Quality Index of the National Sanitation Foundation (NSF WQI) reveló una calidad del agua regular, mientras que el Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME WQI) y el IQA-MC indicaron una condición pobre y altamente contaminada, respectivamente. Sin embargo, es importante tener en cuenta que los ICA, aunque son útiles para evaluar la calidad del agua en términos generales, pueden ser limitados en su aplicabilidad y subjetividad debido a las diferentes condiciones ambientales presentes en las cuencas de estudio (Torres et al., 2009).

Arce & Leiva (2009) utilizaron un enfoque biológico basado en macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad del agua en los ríos Malacatos, Zamora Huayco y Zamora. Mediante tres índices (EPT, sensibilidad y BMWP-R), detectaron una marcada reducción de especies sensibles a la contaminación en zonas urbanas. En Sauces Norte del río Zamora, los índices señalaron una calidad del agua muy deficiente, mientras que el río Malacatos mostró buena calidad en el sector Carmen. Aunque este método revela el impacto ecológico de la contaminación, no identifica sus causas, lo que limita su utilidad en la gestión del recurso hídrico.

En contraste a los estudios previos, el trabajo de Zúñiga (2014) representa un avance significativo en el modelado de la calidad del agua en Loja, específicamente en los ríos Malacatos y Zamora. Zúñiga desarrolló un modelo matemático estacionario basado en la ecuación de Streeter & Phelps, aplicándolo en 9 tramos y simulando valores mediante el software WASP7 de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. Este modelo consideró variables clave como el oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (DBOC) y nitrogenada (DBON). Sus hallazgos revelaron niveles preocupantes de contaminación, especialmente en el tramo 9-colector del río Zamora, destacando su importancia en la identificación de puntos críticos de contaminación.

En resumen, si bien existen varios estudios que evidencian la contaminación del río Zamora, aún persisten importantes lagunas en nuestro entendimiento de las fuentes y dinámicas de contaminación en este cuerpo de agua. La aplicación de técnicas de modelamiento matemático representa una herramienta prometedora para abordar estas deficiencias y contribuir al desarrollo de estrategias de gestión efectivas y sostenibles para el río Zamora y otros sistemas fluviales en la región de Loja.

4.2. Bases teóricas

En el presente apartado se incluyen las teorías que dan contexto a la investigación referente a la calidad del agua y sus implicaciones, así como bases para la modelación de la calidad del agua.

4.2.1. Calidad del agua

La calidad del agua se presenta como un concepto multifacético y dinámico, cuya definición enfrenta desafíos considerables debido a la complejidad de los factores y procesos que la determinan (Sierra, 2011). Estos factores abarcan tanto elementos naturales, como las características hidrológicas, atmosféricas, climáticas, litológicas y topográficas propias del

cuerpo de agua, como influencias de origen humano, incluyendo vertidos de actividades domésticas, agrícolas e industriales (Uddin et al., 2021). Boyd (2015) añade otra capa de entendimiento al describir la calidad del agua como relativa, destacando su interpretación en función de la idoneidad del recurso para un propósito específico.

De acuerdo a Fernández (2012), la calidad del agua se rige por tres aspectos claves: dos intrínsecos, que están relacionados con la presencia y concentración de sustancias en el agua, y uno extrínseco, vinculado al uso final del recurso. Los aspectos intrínsecos se refieren a la composición química del agua y la presencia de contaminantes, mientras que el extrínseco considera la idoneidad del agua para usos específicos como consumo humano o actividades agrícolas. Para garantizar la seguridad y adecuación del recurso hídrico, entidades gubernamentales establecen normas y criterios de calidad del agua que abordan tanto los aspectos intrínsecos como los extrínsecos, protegiendo así la salud humana y el medio ambiente.

4.2.2. Criterios y normas de calidad del agua

Los criterios de calidad del agua, según Alley (2007), se organizan en función de su uso, ya sea para abastecimiento público, propagación de vida acuática, irrigación, recreación, estética o navegación. Estos criterios, que definen los niveles aceptables de contaminantes en el agua, se convierten en estándares o normas de calidad del agua cuando tienen consecuencias legales, como señala (Sierra, 2011). Estas normas, desarrolladas por cada país, tienen como objetivo principal servir como guía para la selección de fuentes de agua para diversos usos y para proteger los cuerpos de agua de la contaminación, según lo destacado por Boyd (2015).

En Ecuador, estas regulaciones están establecidas en el Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), con el propósito principal de proteger la calidad del recurso hídrico para preservar los usos asignados, la integridad de los ecosistemas, y la salud humana y ambiental (MATE, 2015).

La normativa actual abarca un conjunto de 9 criterios de calidad del agua que se aplican a aguas superficiales, marítimas y estuarios. Sin embargo, debido a la relevancia del río Zamora como parte del Bioparque Orillas del Zamora, un patrimonio ambiental crucial para la ciudad de Loja, se destacan especialmente los criterios de calidad destinados a uso estético y a la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces.

De acuerdo a la norma, las aguas con fines estéticos, deben cumplir con 4 criterios de calidad, referidos al mejoramiento y creación de la belleza escénica:

- a) Ausencia de material flotante y de espumas provenientes de la actividad humana.

- b) Ausencia de grasas y aceites que formen película visible.
- c) Ausencia de sustancias productoras de color, olor, sabor, y turbiedad no mayor a 20% de las condiciones naturales de turbiedad (NTU).
- d) El oxígeno disuelto será no menor al 60% del oxígeno de saturación (O_{sat}).

Para la preservación de la vida acuática y silvestre, debe cumplir con criterios de 37 variables de calidad; no obstante, para cuerpos de agua en los cuales exista presunción de contaminación por vertidos de aguas residuales domésticas, la materia orgánica y OD del río son los principales indicadores (Tabla 1).

Tabla 1. Criterios de calidad para la preservación de la vida acuática.

Parámetro	Unidad	Criterio de calidad
OD	% de saturación en mg/L	> 80
DQO	mg/L	40
DBO	mg/L	20
pH	Unidades de pH	6.5-9

Nota: Adaptado de la Tabla 2 del Anexo 1 del TULSMA.

Para el alcance de criterios de calidad, la norma establece estándares generales para descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce, el cual plantea límites máximos permisibles (LMP) para 44 variables de calidad. Dado que, a lo largo del río Zamora principalmente existen vertidos de aguas residuales domésticas, se limitan a presentar los LMP para parámetros a tratar en el presente estudio: DQO, DBO, NH_4 , pH y temperatura (Tabla 2).

Tabla 2. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce.

Parámetro	Unidad	Límite máximo permisible
DBO5	mg/l	100
DQO	mg/l	200
NH_4	mg/l	30
pH	Unidades de pH	6-9
Temperatura	°C	< 35 °C

Nota: Adaptado de la Tabla 9 del Anexo 1 del TULSMA.

Para garantizar el cumplimiento de los criterios y normas establecidos, es necesario llevar a cabo programas de monitoreo de la calidad del agua. Estos programas incluyen la definición de los parámetros específicos que serán evaluados. A continuación, se describen dichos temas.

4.2.3. *Parámetros de calidad del agua.*

Cualquier propiedad física, química o biológica del agua que pueda afectar los ecosistemas o influir en su utilización por parte de la humanidad se clasifica como un parámetro de calidad del agua (Boyd, 2015). Sin embargo, algunos parámetros son más frecuentemente

empleados debido a su facilidad de medición y su capacidad para señalar un impacto en la vida acuática y el uso del agua (Sierra, 2011). Por consiguiente, dentro del ámbito de estudio, se incluyen los siguientes parámetros:

Oxígeno disuelto (OD): cantidad molecular de oxígeno disuelto en agua que se encuentra disponible para actividad bioquímica y biológica (Ji, 2008). Dado que el oxígeno disuelto influye en la mortalidad de la vida acuática, es un parámetro muy crítico para el diagnóstico de un ecosistema acuático (Boyd, 2020).

El OD está controlado por complicados procesos hidrodinámicos, de calidad del agua y los procesos de eutrofización, como la reaireación, la demanda de oxígeno de los sedimentos, nitrificación, desnitrificación, descomposición de sustancias orgánicas, fotosíntesis de algas y respiración de algas (Ji et al., 2004). Comúnmente se puede clasificar las condiciones de OD según la concentración del mismo en: aeróbicas (>4 mg/L), hipóxicas (<2 mg/L) y anaeróbicas (0 mg/L) (Ji, 2008).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): Es uno de los indicadores de calidad más significativos para caracterizar el estado de un cuerpo de agua, crítico en el control de la contaminación orgánica del agua (Benedini & Tsakiris, 2013). Representa la medida de la cantidad total de oxígeno requerido para oxidar bioquímicamente la materia orgánica del agua en un tiempo y temperatura específicos por unidad de volumen de agua (mg/l) (Ji, 2008).

De acuerdo a Chapra (2008), las descargas de desechos a cuerpos de agua que cuentan con significativas cantidades de MO biodegradable que genera consumo y reducción del nivel de OD en el agua, produciendo impactos adversos en la vida acuática. La cantidad de DBO en un río es afectada por: demanda béntica y por la muerte o excreción de algas, zooplancton, peces y bacterias (EPA, 1995).

Nutrientes: Principalmente el nitrógeno y fósforo, dado que el exceso o la ausencia de estos nutrientes puede afectar el ciclo natural y proliferación excesiva de algas. En ríos, uno de los más importantes a simular es el nitrógeno, dado que la oxidación de NH_4 a NO_3 consume oxígeno, contribuyendo al agotamiento de oxígeno de un cuerpo de agua y los altos niveles de NH_3 no ionizado llegan a ser tóxicos para la vida acuática (Ji, 2008).

Temperatura del agua: Propiedad física más importante del agua que representa el contenido de la energía térmica interna del agua (Boyd, 2015). La temperatura afecta el movimiento molecular, influyendo en las propiedades físicas, químicas y biológicas de la materia (Loucks & Beek, 2017). Los procesos bioquímicos y fisiológicos son los principales procesos en los que intervienen las variaciones de temperatura, ya que estas afectan

directamente a las velocidades de las reacciones químicas generadas en actividades metabólicas de organismos, lo cual puede representar problemas en todo el cuerpo de agua (Ji, 2008).

La variación de la temperatura en los ríos dependerá de las condiciones atmosféricas, flujos de descarga, la topografía y el lecho del río (Caissie, 2006). Las condiciones atmosféricas son los factores más importantes, ya que influyen en los procesos de intercambio de calor. Así como también los flujos de descarga influyen en la capacidad de calefacción y refrigeración de la mezcla de agua de diferentes fuentes incluyendo intercambios térmicos (Caissie, 2006).

pH y alcalinidad: Presentan una relación directa, el pH tiende a incrementar a medida que la alcalinidad aumenta (Boyd, 2015). Son importantes para determinar la capacidad del cuerpo a neutralizar la contaminación por lluvia ácida o aguas residuales (EPA, 2006).

Conductividad: Mide la capacidad de un cuerpo de agua para conducir la corriente eléctrica y aumenta con la concentración iónica, por lo que comúnmente se utiliza para estimar la mineralización global del agua (Ji, 2008).

Patógenos: Pequeño grupo de microorganismos que son capaces de causar diversos grados de enfermedades en los seres humanos. A menudo son asociados con los desechos fecales, comúnmente se miden en coliformes totales, coliformes fecales, *Escherichia coli* (*E. coli*) y enterococos (Ji, 2008).

4.2.4. Monitoreo de calidad del agua

Un monitoreo de calidad de agua es una medición sistemática de variables de calidad y volumen de agua a través del tiempo y espacio, que permite determinar fluctuaciones en proporción de determinadas variables de interés y analizar si sus características son aptas para determinados criterios de calidad (Chapman, 1996).

El principal componente de un monitoreo es el muestreo, mismo que se basa en la obtención de datos cuantitativos y cualitativos de un grupo de elementos que representan un universo mayor (Chapman, 1996). El valor de los datos depende de un correcto diseño y procedimiento de muestreo, estructurado a partir de la definición clara del objetivo del monitoreo, como la caracterización del agua, identificación de problemas de calidad existentes o emergentes, obtención de información para diseño de programas de prevención o remediación de contaminación, entre otros (Sierra, 2011); ya que, estos son los factores que determinan lugares del muestreo, la frecuencia del muestreo, el procedimiento del muestreo, el tratamiento posterior de las muestras y los requisitos analíticos para el muestreo.

El diseño de un programa de monitoreo se debe consultar a la regulación aplicable, como normas nacionales, en el presente caso la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 2226,

complementada con las normas NTE INEN 2176 y 2169, las cuales describen las siguientes pautas para un adecuado diseño de monitoreo:

Frecuencia de muestreo. Es establecida en función del objetivo, la precisión deseada y los costos. La NTE INEN 2226, menciona que, cuando condiciones anormales se muestran persistentes (como crecidas de ríos) es necesario aumentar la frecuencia de muestreo, mientras que, si es de interés solamente el promedio de calidad durante un periodo determinado y a condición de que los parámetros sean estables, se reduce el trabajo analítico sobre el conocimiento de las variaciones de calidad, permitiendo establecer la frecuencia y duración de muestreo.

Sitios de muestreo. Según los objetivos de monitoreo, se deben cumplir con los siguientes criterios para establecer la ubicación y elección de puntos de muestreo en ríos:

- Debe ser correctamente identificado.
- Debe ser accesible, seguro y proporcionar una muestra representativa. De acuerdo a Sierra (2011), las muestras se deben tomar en tramos rectos del río que presenten un flujo uniforme y evitando embalses o turbulencias no característicos del río.
- Si el muestreo está destinado a monitorear los efectos de una descarga, este debe realizarse aguas arriba y aguas abajo del sitio de la descarga, pero cuidando las recomendaciones para permitir la mezcla de la descarga.
- Cuando se van a tomar muestras de aguas residuales, idealmente se debe muestrear antes de que la descarga ingrese a un curso de agua receptor, si se presentan dificultades se debe tomar la muestra en el primer punto accesible corriente arriba de la descarga.

Muestreo. Se define como el proceso de tomar una porción, lo más representativa, de un volumen de agua para el análisis de varias características definidas (muestra). Para el desarrollo de un muestreo en el Ecuador se debe tomar en cuenta la Norma INEN 2176, donde se establecen guías sobre las técnicas de muestreo usadas para obtener los datos necesarios en los análisis de control de calidad del agua.

Se debe tener claro que existen diferentes tipos de muestras las cuales se mencionan a continuación:

Muestras compuestas. Formada por dos o más muestras, mezcladas en proporciones conocidas de la cual se puede obtener un resultado promedio de una característica determinada.

Muestras puntuales. Son muestras individuales tomadas al azar, donde cada muestra representará la calidad del agua solamente en el tiempo y en el lugar en que fue tomada.

Las normas NTE INEN 2176 y 2169, establecen las siguientes recomendaciones:

- Preparación y revisión de equipos y material de muestreo, contar con envases extras adecuadamente esterilizados y verificar la calibración de equipos antes y después de cada salida de monitoreo.
- Para el análisis de parámetros físicos y químicos llenar los frascos completamente y taparlos de forma que no exista aire sobre la muestra.
- Tomar la muestra al centro de la corriente, en dirección opuesta al flujo del recurso hídrico.
- Medir el caudal simultáneamente a la toma de muestra.

Manejo, conservación y almacenamiento de muestras. La norma establece que debe existir una adecuada preservación de muestras, una vez tomada la muestra de agua, de ser necesario se procede a adicionar el preservante requerido, se debe cerrar herméticamente el frasco y deben conservarse en cajas térmicas a temperaturas entre 2 y 5 °C. Las muestras recolectadas deben entregarse al laboratorio en el menor tiempo posible, cumpliendo con las exigencias del almacenamiento de muestras, las cuales deben incluir los siguientes datos en el informe de muestro:

- Localización del sitio de monitoreo con coordenadas;
- Fecha de recolección;
- Método de recolección;
- Hora de recolección;
- Nombre del recolector;
- Condiciones atmosféricas;
- Conservante o estabilizador adicionado;
- Datos recogidos en campo.

4.2.5. Medición de caudal

El caudal es la cantidad de agua que pasa por una sección determinada en un tiempo dado y se expresa en litros o metros cúbicos por segundo (L/s o m³/s). Debido a que las cargas contaminantes se calculan con base a los caudales, es muy importante que cuando se caractericen efluentes y aguas naturales, indispensablemente se realicen aforos (Sierra, 2011).

De acuerdo a Sánchez (2022), las mediciones de caudales mediante aforos se pueden ejecutar de dos formas: mediante aforos directos que miden el caudal con un aparato o procedimiento (aforo volumétrico, con flotadores, con molinete, con tubo de Pitot y aforo químico), o por aforos continuos o indirectos que estiman el caudal a partir de la medición del

nivel del agua del cauce (escalas limnimétricas, aforadores de vertedero y curva de gastos). Entre los principales métodos de aforo se encuentran:

Aforo volumétrico. Es beneficioso para calcular débitos de agua de magnitudes reducidas, ya que se fundamenta en la medición directa del intervalo de tiempo (s) requerido para llenar un recipiente de volumen conocido (m³) (IMTA, 1992). El flujo del agua se dirige hacia un canal o conducto que vierte en un recipiente apropiado, y se emplea un cronómetro para medir el tiempo que toma el llenado. La discrepancia entre múltiples mediciones realizadas de manera consecutiva proporcionará una evaluación de la precisión de los resultados (Hudson, 1997).

Aforo con flotador. Se utiliza para conocer la cantidad de agua que circula en canales y cauces pequeños; es el método más impreciso, ya que primordialmente proporciona un orden de magnitud (Sánchez, 2022). Se determina a través del producto del área de un tramo uniforme de un cuerpo de agua, por la velocidad de la corriente del agua, la cual se mide al arrojar un objeto flotante aguas abajo, desde el primero al segundo punto del tramo.

Aforo con molinete. Este método es uno de los más precisos y presenta como criterios un tramo uniforme de un cuerpo de agua y mínimo 10 cm de profundidad (IMTA, 1992). Para el cual se mide la sección transversal del río, firmemente se tiende una cuerda sobre el canal que señale la sección transversal de control seleccionada, y, con la ayuda de un molinete se mide la velocidad de la corriente en varias profundidades, mínimo en un 60% para obtener un valor medio de profundidad (V_i) de cada segmento de la sección transversal del cauce (A_i) (Instituto de Hidrología, 2007). Para determinar el caudal, se realizan perfiles de velocidades según el intervalo al cual se seccionó el cauce y se aplica la ecuación del molinete (Ortega, 2012):

$$Q = \sum_{i=1}^n A_i V_i = \sum_{i=1}^n q_i \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

Q = Caudal (m³/s)

A_i = Área del segmento (m²)

V_i = Velocidad (m/s)

q_i = Caudal parcial del segmento (m³/s)

Aforo químico. Este método es llamado también método de integración, se aplica en casos donde no se puede determinar la sección o velocidad del cauce (Basán, 2008). En una

sección 1 de un río se adiciona un volumen de trazador (V1) con una concentración alta (C1) y una concentración inicial en el río (C0).

El caudal del río se determina en base a la siguiente expresión:

$$Q = \frac{V_1 C_1}{\int_{t_1}^{t_2} (C_2 - C_0) dt} \quad \text{Ec. 2}$$

Donde:

Q = Caudal de la corriente (L/s)

C₁ = Concentración del trazador (mg/L)

V₁ = Volumen del trazador (m³)

C₀ = Concentración del río antes de la dosificación (mg/L)

C₂ = Función que define la concentración del trazador, en el punto de control en función de t (mg/L).

4.2.6. Consideraciones generales previas al modelamiento

El modelado de la calidad del agua implica simular procesos físicos, químicos y biológicos para predecir la calidad del agua y tomar decisiones en la gestión de recursos hídricos. Es crucial entender conceptos como el transporte de contaminantes y los procesos que afectan la calidad del agua, desde microbiología hasta hidrología y química. Esta sección ofrece explicaciones breves sobre estos conceptos fundamentales.

Movimiento de contaminantes. La dinámica de los contaminantes en los cuerpos de agua implica una serie de procesos fundamentales que influyen en su transporte y distribución. La comprensión de estos procesos es esencial para desarrollar modelos precisos de calidad del agua. A continuación, se exploran algunos de los principales movimientos de contaminantes:

Advectivo. Es el mecanismo mediante el cual una sustancia se transporta de un sitio a otro en un cuerpo de agua debido a la fuerza o al impulso del caudal, en este tipo de movimientos la concentración de la sustancia cambia, pero no su composición química.

Convectivo. Transporte vertical que produce el cambio de concentración de un contaminante por la diferencia de gradientes (paso de un sitio de mayor concentración a uno de menor concentración) entre dos sitios del cuerpo de agua (Sierra, 2011). Se pueden diferenciar dos tipos de transporte convectivo: **difusión** que es el movimiento de material desde una zona de alta concentración a otra de baja concentración debido a los gradientes de concentración (Sierra, 2011) y **dispersión** que representa la propagación y mezcla horizontal de la masa de agua causada por la diferencia de velocidad entre dos sitios en el agua (Ji, 2008).

Fuentes y sumideros. Son Este término se refiere al incremento o la disminución de las concentraciones de una sustancia por la entrada o salida de material de un sistema, en general, este concepto se relaciona con las contribuciones de contaminantes generadas por fuentes puntuales y difusas de contaminación (Sierra, 2011).

Reacciones. Cuando una sustancia química entra en el agua, puede moverse o ser eliminada sin cambiar su composición. Algunas sustancias reaccionan, creando compuestos nuevos (Sierra, 2011). Para analizar estas reacciones, es esencial comprender la rapidez o cinética con la que se llevan a cabo. Chapra, 2008 menciona que esta cinética puede ser cuantificada mediante la ley de acción de masas, la cual establece que la velocidad de la reacción es directamente proporcional a la concentración de los reactivos involucrados. Esta velocidad suele ser expresada de la siguiente manera:

$$\frac{dC}{dt} = -kC^n \quad \text{Ec. 3}$$

Donde:

k = Constante de reacción ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$)

C = Concentración del reactante (mg/L)

n = Orden de la reacción

En aguas naturales las reacciones se pueden describir con una cinética de orden 0 y 1. Donde, las reacciones químicas con cinética de orden 0 no están influenciadas por la concentración de los reactivos, manteniendo una velocidad constante a lo largo del tiempo con unidades de $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$ (Ec. 4) (Chapra, 2008) Por otro lado, en las reacciones de orden 1, la velocidad de la reacción es proporcional a la concentración de uno de los reactivos, lo que significa que la velocidad puede cambiar a medida que varía la concentración del reactivo. Esto implica que las reacciones de orden 1 exhiben una dependencia directa entre la velocidad y la concentración del reactivo (Ec. 5).

$$\frac{dC}{dt} = -k \quad \text{Ec. 4}$$

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad \text{Ec. 5}$$

Si $C = C_0$ en $t = 0$, entonces esta ecuación se puede integrar por separación de variables para obtener:

$$C = C_0 e^{-kt} \quad \text{Ec. 6}$$

Esta ecuación señala un decrecimiento exponencial, lo que implica que la concentración disminuye a la mitad en cada unidad de tiempo.

Cinética de Monod. Es una herramienta fundamental que describe cómo la tasa de crecimiento de un microorganismo está relacionada con la concentración de un sustrato específico en su entorno (Monod, 1949). En el estudio mencionado, se emplea la cinética de Monod para restringir el crecimiento de ciertos parámetros, como materia orgánica y amonio, debido a la influencia del oxígeno (Ec. 7).

$$\frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad \text{Ec. 7}$$

Donde:

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto (mg/L)

k_s = Constante de semisaturación (mg/Ld). Representa la concentración de sustrato en la que la tasa de crecimiento microbiano alcanza la mitad de su valor máximo (Álvarez et al., 2019).

Efecto de la temperatura. En ambientes acuáticos, la temperatura influye en la velocidad de las reacciones. Un incremento en la temperatura acelera dichas reacciones. La ecuación de Arrhenius (Ec. 8) ofrece una forma precisa de entender esta relación entre la temperatura y la velocidad de reacción (Chapra, 2008).

$$k(T_a) = Ae^{\frac{-E}{RT_a}} \quad \text{Ec. 8}$$

Donde

A = Factor de frecuencia

E = Energía de activación ($J \text{ mol}^{-1}$)

R = constante de los gases ($8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

T_a = temperatura absoluta (K)

La comparación de la constante de velocidad de reacción a dos temperaturas diferentes se expresa como:

$$\frac{k(T_{a2})}{k(T_{a1})} = e^{\frac{E(T_{a2}-T_{a1})}{RT_{a2}T_{a1}}} \quad \text{Ec. 9}$$

Según Chapra (2008), la ecuación se simplifica debido a que las temperaturas en la mayoría de los cuerpos de agua fluctúan en un estrecho rango de 273 a 313 K, lo que resulta en un producto de T_{a1} y T_{a2} prácticamente constante. Además, la diferencia de temperatura ($T_{a2} - T_{a1}$) permanece constante, independientemente de si se utiliza una escala absoluta o

centígrada. Dado que muchas reacciones en cuerpos de agua se reportan a 20°C, la ecuación simplificada es la siguiente:

$$k(T) = k(20^{\circ}\text{C})\theta^{T-20} \quad \text{Ec. 10}$$

En la Tabla 3 se muestran los valores comúnmente utilizados para θ (Chapra, 2008).

Tabla 3. *Valores típicos de θ utilizados en la modelización del agua*

θ	Reacción
1.024	Oxígeno reaireación
1.047	DBO descomposición
1.080	Demanda de oxígeno de sedimento (SOD)

Balance de masas. Estos modelos son empleados para examinar y comprender los efectos causados por la entrada o vertido de sustancias químicas, conocidas como contaminantes, en un entorno acuático. Se basan en el principio físico fundamental de la conservación de la masa, donde la masa total en un sistema permanece constante con el tiempo (Sierra, 2011). La variación en la concentración de un reactivo puede calcularse mediante la Ec. 11, que es esencialmente un balance de las entradas, salidas, reacciones y cambio neto de masa (Ji, 2008). La ecuación incorpora la advección, difusión-dispersión y los términos fuente sumidero, mencionados en secciones anteriores.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial C}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right) \pm S_k \quad \text{Ec. 11}$$

Donde:

C= concentración (mg/L)

t = tiempo (d)

U = velocidad de advección en dirección x (m/s)

D = coeficiente de mezcla y dispersión (m^2/s)

dC = término reactivo (mg/L)

Sk = fuente o sumidero del contaminante (mg/Ld).

Oxígeno de saturación. Indica la cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua, y es crucial conocerlo para calcular si hay un déficit de oxígeno disuelto (OD). Generalmente, puede ser influenciado por varios factores como la salinidad, la presión y la temperatura. A continuación, se muestra la ecuación que describe la dependencia de la saturación de oxígeno en función de la temperatura (Chapra, 2008):

$$\ln[O_2]_{sat} = -139.34411 + \frac{1.575701 * 10^5}{T} - \frac{6.642308 * 10^7}{T^2} + \frac{1.243800 * 10^{10}}{T^3} - \frac{8.621949 * 10^{11}}{T^4} \quad \text{Ec. 12}$$

Donde:

$[O_2]_{sat}$ = Oxígeno de saturación (mg/l)

T = Temperatura del río (K)

Este debe ser corregido en función de la altitud:

$$[O_2]_{sat,z} = [O_2]_{sat} e^{\frac{-z}{8200}} \quad \text{Ec. 13}$$

Donde:

$[O_2]_{sat}$ = Oxígeno de saturación (mg/L)

z = Altitud (m)

Estructuras hidráulicas. Las estructuras hidráulicas desempeñan un papel vital en la modelación y gestión de la calidad del agua en los sistemas fluviales y ribereños. Tanto las presas como los azudes son elementos fundamentales que afectan la distribución y concentración de sustancias en cuerpos de agua, influyendo directamente en la calidad del recurso hídrico (Nava & Cortes, 2009).

Los azudes, en particular, son construcciones diseñadas en ríos y arroyos para regular el flujo de agua. A diferencia de las presas, que almacenan grandes volúmenes de agua, los azudes son estructuras más pequeñas que permiten que el agua fluya por encima de ellas (Rickard et al., 2003). Estos vertederos se categorizan según su tipo de cresta, que puede ser ancha, plana, afilada, escalonada, conopial, entre otras; y la elección del tipo generalmente se basa en su propósito primordial, como mediciones de flujo, gestión del nivel del agua, mejora ambiental y estabilización de canales (Nava & Cortes, 2009).

Estas estructuras son cruciales para la modelación precisa de los recursos hídricos, ya que influyen en la dinámica del agua y en la distribución de contaminantes y nutrientes en el medio ambiente acuático. Por lo tanto, comprender cómo los azudes afectan la calidad del agua es fundamental para desarrollar modelos precisos y estrategias efectivas de gestión de recursos hídricos.

4.2.7. Modelación de la calidad del agua

La modelización es una excelente herramienta para representar de manera homóloga la realidad de sistemas acuáticos y es útil en la medida en que es capaz de reproducir correctamente la evolución de la realidad, con la mayor precisión posible (Benedini & Tsakiris, 2013). El modelo se desarrolla a través de un procedimiento secuencial, estructural y lógico que provee una imagen firme e intuitiva del fenómeno estudiado, así como facilita el descubrimiento de conexiones y análisis para poder modelar escenarios futuros favorables o desfavorables, es decir, nos permitirá predecir el comportamiento de contaminantes vertidos en los sistemas lóticos (Braniste & Marusic, 2020).

Los modelos deben ser formulados o acoplados de manera específica para cada río o sistemas acuáticos, a partir de las condiciones realistas del cuerpo de agua y del propósito del modelo matemático. Donde, el balance de masa ha resultado un método bastante útil que funciona como base para el desarrollo de modelos de calidad del agua que permiten representar parámetros hidrológicos y geográficos, así como el comportamiento dinámico de los contaminantes que entran a los cuerpos de agua (Braniste & Marusic, 2020; Sierra, 2011).

Tipos de modelos.

De acuerdo a Ziemińska & Skrzypski (2012), la clasificación para modelar los procesos que ocurren en el medio acuático son:

- a. Modelos matemáticos: incluyen modelos analíticos con soluciones exactas de las ecuaciones de matemáticas y modelos numéricos que utilizan soluciones aproximadas.
- b. Una de las clasificaciones de los modelos matemáticos está dada por el grado de complejidad de las características físicas del medio a simular, descritos a continuación desde el más simple al más complejo:

Modelos unidimensionales: presenta una ecuación más simplificada que la Ec. 12, al asumir que los cambios significativos de los parámetros de calidad de los ríos solo se dan en función del perfil longitudinal del cauce del río (x), en sentido de escurrimiento (Ec. 14).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(u_x C)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \pm S_k \quad \text{Ec. 14}$$

Donde:

C = Concentración (mg/L)

T = Tiempo (d)

μ_x = Velocidad del río (m/s)

E_x = Componentes de dispersión (m)

S_k = Fuente o sumidero (mg/Ld⁻¹)

Modelos bidimensionales: factibles para ríos anchos, debido a que considera variaciones en la calidad del agua tanto a lo largo del río, como a lo ancho, diferenciándose el comportamiento de contaminantes entre los lados de las riberas del río. En estos casos se usa un sistema cartesiano de coordenadas, en el cual una de ellas corresponde al sentido del flujo y la otra a la dimensión lateral (Ec 16).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(u_x C)}{\partial x} - \frac{\partial(u_y C)}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{dC}{dt} \pm S_k \quad \text{Ec. 15}$$

Donde:

C = Concentración (mg/L)

T = Tiempo (d)

$\mu_x, \mu_y,$ = Componentes del vector velocidad (m/s)

$E_x, E_y,$ = Componentes de dispersión (m)

S_k = Fuente o sumidero (mg/Ld^{-1})

Modelos tridimensionales: aplicables en estudios de sistemas lóticos más complejos, así como para aguas subterráneas. Modela la distribución de contaminantes en sus tres dimensiones, longitud (x), ancho (y) y profundidad (z), por ende, requieren de mayor información que los modelos anteriores y su uso se restringe a problemas de gran magnitud cuando se dispone de recursos suficientes para su aplicación. Está representada empíricamente como la Ec 17.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(u_x C)}{\partial x} - \frac{\partial(u_y C)}{\partial y} - \frac{\partial(u_z C)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \frac{dC}{dt} \pm S_k \quad \text{Ec. 16}$$

Donde:

C= concentración (mg/L)

t = tiempo (d)

u_x, u_y, u_z = vectores velocidad (m/s)

E_x, E_y, E_z = componentes del tensor de dispersión (m)

dC = término reactivo (mg/L)

S_k = fuente o sumidero del contaminante (mg/Ld^{-1}).

4.2.8. Métodos numéricos para resolución de modelos matemáticos

Las ecuaciones diferenciales son una herramienta fundamental en la modelización de sistemas físicos, químicos y biológicos. A menudo, estas ecuaciones no tienen solución analítica, lo que implica la necesidad de resolverlas numéricamente. Los métodos numéricos son una serie de algoritmos que permiten obtener soluciones aproximadas de ecuaciones diferenciales mediante la discretización del dominio temporal o espacial.

Uno de los métodos numéricos más utilizados para la resolución de ecuaciones diferenciales es el **método de Euler**. Este método es simple y fácil de implementar, pero puede ser inestable si el tamaño del paso de integración es demasiado grande (Burden & Faires, 2010). Consiste en aproximar la derivada de la función a partir de una diferencia finita de la forma $f'(t) \approx \frac{f(t+h)-f(t)}{h}$; donde h es el tamaño del paso de tiempo. A partir de esta aproximación, se puede obtener la siguiente ecuación de recurrencia para la solución:

$$y_{n+1} = y_n + h * f(y_n, t_n) \quad \text{Ec. 17}$$

Donde:

y_n es el valor de la función en el punto n

Este método es de orden 1 y tiene un error local de orden h^2 .

h es el tamaño del paso de integración

$f(y_n, t_n)$ es la derivada de la función en el punto n.

El **método de Heun** es una mejora del método de Euler, que utiliza una aproximación más precisa de la solución. En este método, se utiliza una aproximación de la pendiente de la función en el punto n y otra aproximación en un punto intermedio entre n y n+1. Luego, se promedian estas dos aproximaciones para obtener un valor final (Chapra & Canale, 2007). La ecuación del método de Heun es:

$$y_{n+1} = y_n + \left(\frac{h}{2}\right) (k_1 + k_2) \quad \text{Ec. 18}$$

Donde : k_1 es la pendiente de la función en el punto n; k_2 es la pendiente de la función en un punto intermedio entre n e n+1, calculado como $k_2 = f(t_i + h, y_i + hk_1)$.

El método de Heun es más preciso que el método de Euler, pero todavía puede ser inestable si el tamaño del paso de integración es demasiado grande.

Otro método numérico ampliamente utilizado es el **método de Runge-Kutta**. Este método utiliza una serie de pasos de integración para aproximar la solución de la ecuación (Segarra, 2020).

Una forma general del método de Runge-Kutta se puede escribir como:

$$y_{n+1} = y_n + (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4) \quad \text{Ec. 19}$$

Donde: k_1, k_2, k_3 y k_4 son aproximaciones de la derivada de la función solución en distintos puntos; y_n es la aproximación de la solución de la ecuación en el tiempo t_n ; y, h es el tamaño del paso de integración.

Es de destacar que, para la resolución de las ecuaciones integrales del modelo matemático se hará uso del método de Euler.

4.2.9. Proceso de modelación de la calidad del agua.

De acuerdo a Chapra (2008), el modelo de calidad del agua es producto de un proceso de aplicación y desarrollo de modelos de varios pasos que otorgan confiabilidad en el mismo, estos son:

Especificación del problema: En este apartado se da a conocer la condición actual del cuerpo de agua a estudiar, se definen los objetivos y limitaciones. Esto se hace basándose en la información disponible, para darse una idea del funcionamiento actual del sistema.

Selección del modelo: una vez el problema y objetivos a alcanzar se definen correctamente, se debe precisar el modelo y software de modelación que mejor se acerque al comportamiento de contaminantes a modelar, mismo que debe incluir variables necesarias, fenómenos de transporte y procesos de tipo físico, químico y biológico.

Obtención de la información preliminar y de partida: se debe realizar un listado de variables a manejar, con el fin de precisar los datos que se van a tomar, la temporalidad y logística para llevar a cabo el estudio. Imprescindible tener claridad de los parámetros que se analizarán en campo y en laboratorio para el presupuesto, así como planear la obtención de constantes cinéticas de degradación física, química y biológica, es decir, si las constantes se medirán o se obtendrán de la literatura especializada.

Aplicación preliminar: una vez se obtengan los primeros resultados de entrada del modelo, se realiza una simulación inicial que brindará gráficamente datos acerca de la variabilidad de la información, datos con rangos no útiles y mediante un análisis de sensibilidad, se identificará parámetros importantes en el proceso de calibración del modelo.

Calibración: se ajustan las constantes cinéticas que influyen en los procesos del modelo con la finalidad de obtener un mínimo margen de error entre la diferencia de los datos medidos en campo y los datos simulados por el modelo. Considerando que, tanto las constantes determinadas en laboratorio como aquellas obtenidas de la literatura son susceptibles de modificación, siempre y cuando se mantengan en rangos aceptables de variación.

Las bases de técnicas para obtener un mínimo error pueden ser los algoritmos de optimización matemática integrados al modelo y a los resultados de sus corridas; dentro estas técnicas se pueden mencionar algunos procedimientos como: colonia de hormigas, amoeba, algoritmos genéticos, recocido simulado, cada uno con un proceso de convergencia, costo y eficiencia computacional diferente. El proceso deberá realizarse cuantas veces sea necesario hasta lograr el error mínimo.

Validación y robustez: corroboración del ajuste del modelo mediante una nueva corrida del modelo con valores fijos de las constantes y con nueva información en los puntos usados de calibración, donde rangos mínimos de error validan el modelo. Comúnmente en la modelación se puede hacer uso del 70% al 80% de información total para calibración, siendo del 20% al 30% para la validación del modelo.

Aplicación para toma de decisiones: un modelo que cumple con los anteriores pasos, es una herramienta confiable y útil de la planeación y toma de decisiones en sistemas de gestión e intervención del medio bajo estudio.

5. Metodología

En esta sección, se detalla la zona de estudio seguido del diseño de investigación. Posteriormente se describen los procesos metodológicos y las técnicas empleadas en la ejecución de la investigación, todos ellos alineados de manera precisa con los objetivos planteados para este estudio.

5.1. Zona de estudio

El presente proyecto se desarrolló en un tramo de la Cuenca del río Zamora de la ciudad de Loja, Ecuador, mismo que se extiende desde el sector Las Pitas con las coordenadas UTM 17M 697204.80 9561086.50 a la altura de 2046.4 msnm, hasta el sector Florencia ubicado al final del área urbana de la ciudad de Loja con las coordenadas UTM 17M 697204.8 9561086.5 a 2010.8 msnm (Figura 1).

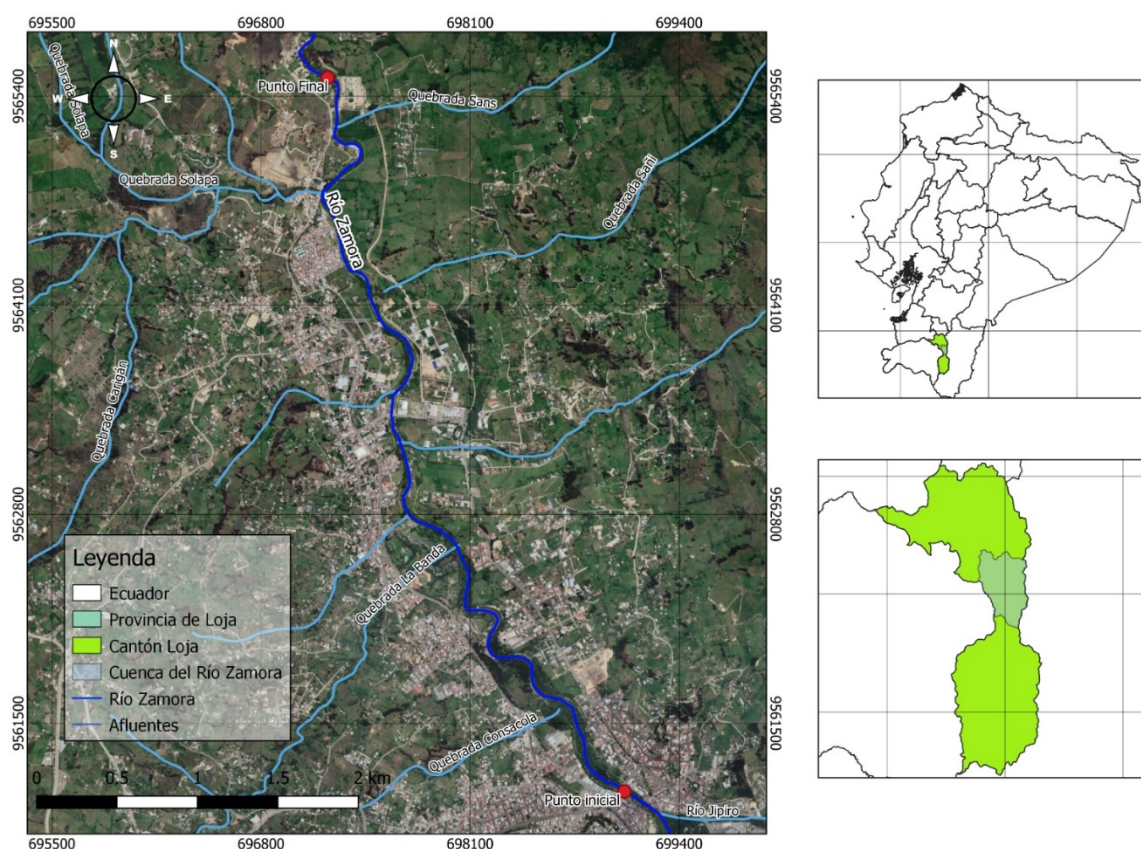


Figura 1. Mapa de ubicación del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.

Fuente: Elaboración propia.

El tramo del río Zamora bajo estudio tiene una longitud aproximada de 5.9 Km y atraviesa la parte urbana del Norte de la ciudad de Loja, donde se encuentran el parque Industrial de la Ciudad y la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR-Loja), así como diversas actividades domésticas, industriales, comerciales y agropecuarias.

Durante el estudio, se realizaron mediciones directas en el campo para determinar las características del tramo del río Zamora a su paso por el Norte de la Ciudad en época de estiaje en el 2022. Estas mediciones incluyeron un caudal promedio aproximado de 1.3 m³/s, velocidades de corriente que variaron entre 0.41 a 0.57 m/s, una profundidad promedio aproximada de 0.22 m y un ancho del cauce que osciló entre aproximadamente 6.7 a 14.8 m.

Es de destacar que el régimen hídrico en la zona de estudio está influenciado directamente por el aporte de las distintas descargas domiciliarias, industriales y comerciales de la Ciudad y de las quebradas: Consacola, La Banda, Ciudadela, Chorrera, Apongora, Carigán y Shucus; así como de las condiciones climatológicas y de precipitación de la parte alta de la cuenca del río Zamora, cuyo clima es templado-ecuatorial subhúmedo con una temperatura media anual de 16.9 °C y una precipitación anual de 918.6 mm, presentando dos estaciones (Carbajal & Piedra, 2007; PNUMA, 2007):

- Estación húmeda que generalmente se extiende de enero a abril. El pico de lluvias suele ser en enero y febrero. Durante estos meses, la ciudad experimenta una mayor precipitación y temperaturas más cálidas.
- Estación seca que abarca los meses de mayo a diciembre. Julio y agosto son típicamente los meses más secos y frescos. Durante esta temporada, las lluvias disminuyen significativamente, y el clima es más templado.

5.2. Diseño de investigación

La investigación se basó en un enfoque cuantitativo observacional con el propósito de evaluar de manera precisa la calidad del agua en el tramo del río Zamora entre Las Pitas y Sector Florencia durante los periodos de estiaje. Este estudio involucró la selección estratégica de sitios de muestreo a lo largo del río, incluyendo puntos con descargas significativas.

Las muestras recopiladas se sometieron a un análisis detallado de diversas variables como: pH, turbidez, conductividad, oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y amonio (NH₄), empleando instrumentos y técnicas específicas. A continuación, se llevaron a cabo análisis estadísticos y de modelado matemático para comprender la dinámica de la calidad del agua en la zona de estudio. Finalmente, se procedió a la calibración del modelo, ajustando sus constantes para mejorar su precisión (Figura 2).

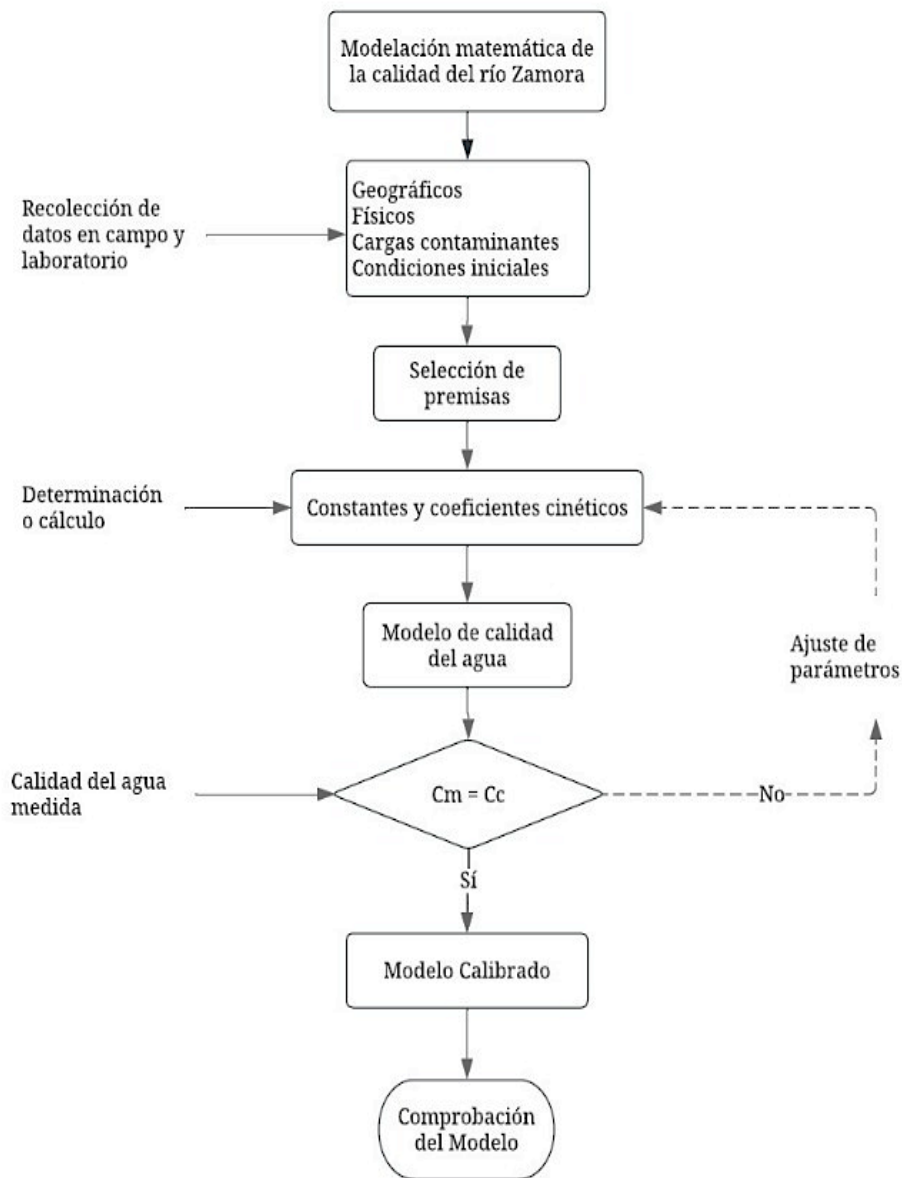


Figura 2. Flujograma del diseño de investigación acoplado de Calidad del agua Evaluación y Diagnóstico de Sierra (2011).

5.3. Metodología primer objetivo

<< Generar una la línea base para la modelación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo comprendido desde el sector Las Pitas - barrio Florencia para periodos de estiaje>>

El levantamiento de la línea base implica la caracterización intrínseca y extrínseca de la calidad del agua de efluentes dentro del tramo de estudio, así como puntos estratégicos dentro del río Zamora. Con este fin, se llevaron a cabo las siguientes actividades:

- Identificación preliminar del número y tipo de efluentes que ingresan al río, junto con la identificación de factores que inciden en la calidad del agua, como estructuras de contención como azudes y saltos de agua.
- Desarrollo del plan de muestreo de calidad del agua del río Zamora en el tramo bajo estudio.
- Análisis de los datos recopilados durante las actividades de campo.

5.3.1. Identificación preliminar de efluentes y puntos de interés

Se realizaron 3 recorridos de campo en época de estiaje, durante los meses de agosto y septiembre de 2022.

- En el primer y segundo día de recorrido se identificó mediante observación directa todo tipo de efluente, azud o salto de agua, así como partes del tramo que sean relativamente constantes para ser consideradas como puntos de control posteriormente para el objetivo 2. También se realizó registros fotográficos y el levantamiento de información geográfica con la ayuda de las herramientas UTM Geo Map 3.7.7 y Qgis 3.20, mismas que permitieron realizar una aproximación a la longitud del tramo e identificar quebradas presentes en el mismo.
- Durante el tercer recorrido, se identificó el tipo de vertido, ya sea proveniente de aguas residuales, subterráneas o de quebradas. Además, se verificó la presencia continua de los vertidos mediante la observación de su ocurrencia a lo largo del tiempo. Esto permitió determinar si los caudales previamente identificados se mantenían consistentes o si experimentaban interrupciones.

5.3.2. Plan de muestreo

Este apartado proporciona una descripción detallada de cómo se llevará a cabo el plan de muestreo de calidad del agua, desde la selección de sitios de muestreo hasta la recopilación de datos y el análisis de muestras.

Ubicación de sitios de muestreo

Existen descargas que no operan incidentes en la calidad del agua del Río y dada las limitaciones de tiempo y económicas se eliminaron ciertos puntos identificados previamente. Para la eliminación de los puntos se realizó un cuarto recorrido de campo para descartar por estimación aquellos vertidos que representen una influencia de carga orgánica en el río menor al 1%. Para ello se realizaron las siguientes actividades:

- Caracterización in situ preliminar

- Estimación de DQO de cada vertido
- Estimación de carga orgánica y descarte de vertidos
- Levantamiento de sitios de monitoreo

Para la **caracterización preliminar** física y química del agua se consideraron las variables de temperatura, pH, salinidad, conductividad, OD y caudal, propiedades que permiten dar una idea de la calidad del agua de los efluentes. Para ello se hizo uso de distintas herramientas y equipos previamente calibrados (Tabla 4).

Tabla 4. Parámetros de monitoreo In Situ.

Parámetro	Unidad	Método	Instrumento/herramientas
Temperatura	°C	Medición directa por contacto del instrumento con la corriente o muestra de agua.	Multiparámetros WTW Multi 3420 y libretas
Conductividad	μS/cm		
Salinidad	-		
pH	-		
OD	mgO/L	Molinete	Multiparamétrico HANNA HI 98193 y libreta
			Molinete HyQuest Solutions MAG/CMC/1.2BM Cuerdas, estacas, flexómetro y libreta
Caudal	L/s	Químico	Multiparámetros WTW Multi 3420 fundas de 1 lb de sal, balde de 10L, vaso precipitado de 1 L, flexómetro y libreta
		Volumétrico	Baldes de 10 y 20 L, tubo, cuerdas, cronómetro y libreta.

Para cada vertido se llevó a cabo la medición de caudal mediante la aplicación de los siguientes métodos de aforos:

Aforo volumétrico. Se aplicó en los vertidos de ARU. Se realizaron 5 réplicas del aforo por cada vertido para mejorar la precisión del método, y se calculó el caudal al promediar los 5 caudales resultados de la relación volumen y tiempo (Ec. 20).

$$Q = \frac{\bar{V}}{t} \quad \text{Ec. 20}$$

Donde:

Q = caudal (l/s)

\bar{V} = volumen medio (L)

t = tiempo de llenado (s).

Aforo químico. se aplicó en quebradas. El aforo presentó fase en campo, laboratorio y procesamiento de datos.

1. Fase de campo: en la parte central de la quebrada se inyectó un volumen de 10 L de agua completamente mezclado con sal (trazador químico), simultáneamente 20 m aguas abajo con una sonda multiparamétrica (Tabla 4) se registraban valores de conductividad con un intervalo de medición de 5 s por 3 minutos.
2. Fase de laboratorio: se determinó el factor de dilución del lote de sal en Laboratorio Ambiental de la UNL, midiendo conductividad en un litro de agua a diferente concentración de sal (0.1 – 1) g/L. Posteriormente se relacionó la conductividad y salinidad para determinar el factor de conversión.
3. Procesamiento de datos: se calcula el caudal mediante la integración y resolución de la curva de evolución de la concentración de conductividad por intervalo de tiempo generado por los datos de campo (Ec. 21).

$$Q = \frac{M}{\int_{t_1}^{t_2} (C - C_0) dt} \quad \text{Ec. 21}$$

Donde:

Q = Caudal (L/s)

M = Sal inyectada (mg)

t = Intervalo de medición (s)

C₀ = Concentración del cuerpo de agua antes de verter la sal (mg/L)

C = Concentración de sal (mg/L)

Aforo por molinete portátil. Dado a que el río Zamora del tramo de estudio cuenta con un caudal superior a 1 L/s y una altura piezométrica mayor a 10 cm, en los puntos de control del Río se realizaron aforos utilizando un molinete hidráulico. Para ello se levantó la sección transversal del río, se midió el ancho del mismo canal (W) y se marcó un espaciamiento por cada metro entre puntos en los que se midió las velocidades a diferentes alturas por cada sección, generando perfiles de velocidad media. Para calcular el caudal en función de la información levantada en campo, se generaron perfiles de velocidad y se aplicó la ecuación del molinete (Ec 22).

$$Q = \frac{\sum V_i \sum h_i}{n} W \quad \text{Ec. 22}$$

Donde:

V_i = velocidad de la corriente media en cada vertical (m/s)

h_i = profundidad de cada vertical (m)

W = ancho de la corriente (m)

n = número de puntos de medición o verticales.

Una vez obtenida la caracterización preliminar, se **estimaron valores de DQO**:

1. 600 mg/l para aquellos vertidos que se percibían como contaminados por la apreciación organoléptica de olor y color, así como sus altos valores de conductividad y temperatura.
2. 100 mg/l para aquellos que se estimaron poco contaminados por sus valores de OD y conductividad.

La **estimación de carga orgánica** de cada vertido e influencia en el cuerpo receptor se determinó mediante el balance de masas (Ec. 23) y con el porcentaje de variación de la carga del río (Ec. 24), aquellos efluentes que generaron variación menor al 1% fueron descartados.

$$C_{r2} = \frac{C_r Q_r + C_v Q_v}{Q_r + Q_v} \quad \text{Ec. 23}$$

Donde:

C_{i2} = concentración de DQO del río después del vertido (mg/l)

C_r = concentración inicial de DQO del río (mg/l)

Q_r = caudal inicial del río (L/s)

C_v = concentración de DQO del vertido (mg/l)

Q_v = caudal del vertido (l/s)

$$\%C = \frac{(C_{r2} - C_r)}{C_{r2}} * 100 \quad \text{Ec. 24}$$

Donde:

$\%C$ = variación de DQO del río (%)

C_{i2} = concentración de DQO del río después del vertido (mg/l)

C_r = concentración inicial de DQO del río (mg/l)

Finalmente se procedió al **levantamiento de los sitios de monitoreo** en el programa Qgis 3.20. En donde los puntos de control se encuentran distribuidos estratégicamente con la nomenclatura MC1, MC2... mientras que los vertidos con la nomenclatura MP1, MP2... y los azudes A1, A2...

Frecuencia de Muestreo

Se realizaron 3 campañas de monitoreo en un periodo de tres meses en época seca desde noviembre de 2022 a enero de 2023, en las cuales se recolectaron muestras de los sitios de

monitoreo de forma mensual en horas pico, desde 7:00 am a 9:00 am o desde 12:00 pm a 14:00 pm.

Cabe destacar que, al llevar a cabo las campañas de monitoreo se consideró que la estacionalidad hidrológica de la zona presente condiciones de estiaje. En este sentido, la frecuencia aplicada en la recolección de muestras tiene como objetivo capturar las condiciones de temporalidad relativamente constantes, especialmente durante las horas pico, cuando se espera una mayor actividad y vertidos de contaminantes, lo que incluye tanto los momentos de caudal mínimo como de máxima concentración.

Parámetros de calidad

Los parámetros físicos y químicos monitoreados en la presente investigación se seleccionaron en base a los criterios de calidad para uso estético y de los criterios para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce de la Norma de Calidad Ambiental del Ecuador. Dado que a lo largo del río se vierten principalmente aguas residuales de origen doméstico, se prioriza la medición de variables que influyen mayormente en la concentración OD midiendo in situ y ex situ las siguientes variables de calidad de las descargas:

In situ. Se midió temperatura, conductibilidad, salinidad, pH, OD directamente una vez durante cada campaña mediante equipos especializados (Tabla 4). También se midió el caudal de cada descarga mediante los métodos de aforo volumétrico, químico y de molinete descritos anteriormente.

Ex situ. Se analizaron los parámetros de turbidez, amonio, DQO y DBO en el Laboratorio Calidad Ambiental de la UNL, siguiendo métodos estandarizados (Tabla 5).

Tabla 5. Parámetros de monitoreo Ex Situ.

Variable	Unidad	Rango de medición	Volumen de muestra	Método	Equipo
Turbidez	NTU	-	30 ml	Fotométrico	Turbidímetro
DQO	mgO/L	20 – 1500	2 ml	Colorimétrico de dicromato	Termoreactor Digital Hach DRB200. Espectrofotómetro Hach DR 2800.
DBO	mgO/L	0 – 700	95 ml	Respirómetro	DOBTrack Hach
Amonio	mgNH ₄ /L	0 - 2.5 0.4 - 50	25 ml 0.1 ml	Nessler Salicilato	Espectrofotómetro Hach DR 2800.

Dado a que el Laboratorio de Calidad Ambiental cuenta únicamente con el equipo DOBTrack Hach para determinar 6 ensayos DBO por vez cada 5 días y por la gran cantidad de

ensayos a realizar, se optó por medir la materia orgánica únicamente por DQO. No obstante, dado que el consumo de OD se ve influenciado únicamente por la DBO, se midió DBO₅ y DQO en 5 puntos más influyentes, dos sitios en las dos primeras campañas y un sitio en la tercera campaña, para luego asumir una relación DBO₅/DQO que permita determinar el valor de DBO₅ de todas las muestras:

DQO. Se utilizó el método de digestión del reactor por Hach Company (2007). Este método consiste en calentar la muestra durante dos horas con un agente oxidante fuerte, dicromato de potasio. Los compuestos orgánicos oxidables reaccionan, reduciendo el ion dicromato (Cr₂O₇²⁻) al ion crómico verde (Cr³⁺). El método lee la cantidad de Cr³⁺ producida a mg/L DQO. Para lograrlo, se llevaron a cabo los siguientes pasos:

1. Preparación de viales TNT822, 20 – 1500mg/L DQO con 2 ml de muestra.
2. Calentamiento de los viales previamente preparados, en el Termoreactor Digital Hach DRB200 durante dos horas a 150 °C.
3. Preparar un blanco de la misma manera, pero con 2 ml de agua destilada.
4. Enfriar a temperatura ambiente en una zona oscura.
5. Leer el valor de DQO en el Espectrofotómetro Hach DR 2800 con el programa 435 rango alto, para lo cual se encera con el vial blanco y se lee el vial con la muestra.

DBO₅. Para la medición del parámetro se utilizó el método de respirómetro y para la estimación una relación DBO₅/DQO. De acuerdo a Hach Company (1995), el método del respirómetro se lo realizó de la siguiente manera:

1. Se colocó un volumen de muestra en una botella para DBO dependiendo del valor de DBO esperado a obtener (Tabla 6), mismo que se estimó como el 70% de la DQO medida en las muestras a ensayar.

Tabla 6. Selección de volumen de muestra según el rango de DBO esperado

Rango de DBO (mg/L)	Volumen requerido (mL)
0 – 35	420
0 – 70	355
0 – 350	160
0 – 700	95

2. Se añadió un imán de 3.8 cm y se colocó un tapón con grasa de sellado en el pico de la botella.
3. En el tapón se agregó hidróxido de litio y se colocó la botella en la incubadora de DBO.

4. Se configuró la incubadora para realizar la medición por 5 días a un determinado rango de medición. Para la lectura se descargaron los datos según el manual de Hach Company (1995).

Turbidez. Para la medición de este parámetro se hizo uso de un turbidímetro que a través del método fotométrico evalúa la cantidad de partículas en el agua. Para ello se colocó una muestra de 30 ml en el turbidímetro, mismo que emite luz que es dispersada por las partículas y un detector mide esa dispersión en NTU. Cuanta más dispersión, mayor turbidez registrada.

NH₄⁺. Se utilizaron dos métodos, Nessler con rango de 0 a 2.5 mg/L NH₄⁺ y Salicilato con rango 0-4 a 50 mg/L NH₄⁺.

Para el método Nessler se realizaron los siguientes pasos:

1. Se colocó 25 ml de muestra en un balon de aforo.
2. Se agregó 3 gotas de estabilizador mineral y se mezcló, para de manera inmediata añadir 3 gotas de alcohol polivinílico y volver a mezclar.
3. Se agregó 1 mL de reactivo Nessler, se mezcló y dejó reposar por un minuto.
4. Se preparó un blanco con el mismo procedimiento a excepción que se usaron 25 ml de agua destilada.
5. Finalmente se leyó la concentración de amonio en el espectrofotómetro Hach DR2800, para lo cual se seleccionó el programa 380 y en dos celdas especiales se colocaron 10 mL de cada solución. Se enceró con la celda de la solución del blanco y se lee la solución de la muestra.

Cabe destacar que se realizaron diluciones de algunas muestras para poder realizar el método de Nessler, ya que existía la limitación de viales TNT para el método de salicilato. Estas diluciones fueron de 5 mL de muestra y 20 mL de agua destilada, es decir un factor de dilución (FD) de 5. Una vez realizada la dilución se procedió con el método de Nessler y al valor obtenido se le multiplicaba por el FD para obtener el valor real de NH₄⁺. En el caso de que al realizar el método de Nessler resultaba un valor fuera de rango, se realizaba una dilución a la dilución ya realizada, es decir un FD de 25. Y nuevamente se volvía a realizar el método de Nessler.

Mientras que, para el método de salicilato se realizó el siguiente proceso:

1. En cada vial Test N Tube (TNT), se agregaron 0.1 mL de agua (muestra o agua destilada para el blanco).
2. Se añadió una bolsa de salicilato de amonio y una de cianurato de amonio, mezclando completamente.

3. Se dejó reposar por 20 minutos, para finalmente leer en el espectrofotómetro Hach DR2800 en el programa 343.

Es de destacar que además de la caracterización de descargas, también se caracterizó la calidad del cuerpo de agua receptor en 4 puntos, mismos que sirvieron para el desarrollo del objetivo 2.

Muestreo

En consideración a las pautas y recomendaciones emitidas por las normas INEN 2176:2013 y NTE INEN 2169, el muestreo se estructuró de la siguiente manera:

1. Preparación: se realizó un mapa guía, se verificó la calibración de los equipos para el muestreo y se preparó botellas ámbar correctamente esterilizadas y etiquetadas.
2. Tipo de muestra: las muestras recolectadas correspondieron a las del tipo simple (tomadas de forma directa en la superficie del cuerpo de agua y en balde los vertidos).
3. Toma de muestra: se llevó a cabo de forma manual; en el río se tomaron las muestras en la parte céntrica y contra corriente, sin causar contaminación. Mientras que, las muestras de vertidos y quebradas se tomaron antes de que entren al cuerpo receptor.
4. El volumen de muestra recogida por punto fue de 500 ml, suficiente para los análisis Ex situ requeridos, y para cualquier repetición de ensayos. Las botellas se llenaron completamente y se taparon de tal forma que no existía aire sobre la muestra.
5. Conservación: con la ayuda de hielos y dos coolers, las muestras se conservaron mediante enfriamiento a temperaturas más bajas que la temperatura a la que se recolectó, hasta 5°C.

No se utilizaron preservantes químicos, las muestras fueron transportadas al Laboratorio de Calidad Ambiental de la UNL en un tiempo menor a 3 horas a partir de su recolección, iniciando los respectivos análisis el mismo día.

5.3.3. Análisis de información

La información obtenida respecto de caudales y concentraciones fueron analizadas mediante estadística descriptiva para identificar la variabilidad de los parámetros analizados.

Los valores promedio se compararon con la Norma de Calidad Ambiental de Ecuador, específicamente se comparó la calidad de las descargas con los criterios para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce y los puntos del cuerpo receptor con los criterios de calidad

admisibles para aguas de uso estético y aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces.

5.4. Metodología para el segundo objetivo

<< Aplicar modelación matemática para la estimación del oxígeno disuelto, materia orgánica, y nitrógeno del agua del río>>

En el presente apartado se describen los pasos o procesos destinados a la construcción de un modelo matemático de calidad de agua propio para el tramo del río Zamora Las Pitas – Sector Florencia; el cual, representa la variación de la concentración del OD en función del comportamiento de las variables DBO y NH₄:

- Hipótesis de partida para la simplificación de la ecuación general de transporte de contaminantes.
- Segmentación del tramo de estudio con el objetivo de generar sistemas de ecuaciones adecuados para cada sección.
- Formulación de las ecuaciones de transporte para la determinación del OD, MO y NH₄⁺, conforme las hipótesis de partida y condiciones particulares de cada segmento.

5.4.1. Selección de hipótesis de partida del modelo

De acuerdo a Sierra (2011), en ríos poco profundos y que presentan un flujo y una geometría que se desarrolla principalmente en una sola dirección, a lo largo de su canal, es adecuado plantear las siguientes hipótesis para simplificar la modelación de calidad del agua:

- Caudal y composición del vertido constantes con el tiempo.
- Velocidad, profundidad y ancho del río constante en cada subtramo.
- La concentración solo varía con la distancia a lo largo del río.
- Existe una mezcla completa.
- La degradación de la materia orgánica sigue una cinética química de primer orden.
- La tasa de nitrificación sigue una cinética química de primer orden
- Se produce transferencia de oxígeno por reaeración superficial con la atmósfera
- Estado estacionario.

Considerando las hipótesis antes mencionadas, la ecuación general del transporte de contaminantes para la presente investigación queda expresada conforme Ec 25.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u_x \frac{\partial(C)}{\partial x} \pm S_k \quad \text{Ec. 25}$$

Donde:

C = Concentración

x = Longitud

μ_x = Vector velocidad longitudinal

S_k = Fuente o sumidero

5.4.2. Segmentación del río

La segmentación es la división de un río en diferentes subtramos, misma que es fundamental en estudios de modelamiento de calidad del agua, debido a que las condiciones hidráulicas varían a lo largo de los ríos, generando una alta incertidumbre ya que influyen en procesos de transporte y concentración de parámetros de calidad (Chapra, 2008). Es por ello que, se debe analizar cada subtramo como un caso individual del modelo, aplicando para cada uno las respectivas condiciones de contorno y ecuaciones diferenciales.

El tramo Las Pitas – Sector Florencia del río Zamora fue dividido en subtramos relativamente constantes, los cuales son partes de la corriente del río en los que el caudal, la sección, la pendiente y la calidad del agua permanecen relativamente constantes (Sierra, 2011). Se iniciará un nuevo tramo cada vez que se considere que un efluente afecta la calidad del agua del río y cuando haya variación importante en la geometría de la corriente, como presencia de azudes o puentes (Sierra, 2011).

5.4.3. Condiciones iniciales

Las condiciones iniciales son sumamente importantes en la resolución de ecuaciones de modelación, ya que, mediante el uso de balances de masas establecen las concentraciones iniciales de nuevos tramos, dado el ingreso de una carga contaminante al sistema o variación de parámetros por la presencia de azudes. Por ello, se calculó las condiciones iniciales en cada subtramo para los parámetros de T, DBO, NH_4 y OD mediante la siguiente ecuación:

$$C_m = \frac{Q_R C_R + Q_V C_V}{Q_R + Q_V} \quad \text{Ec. 26}$$

Donde:

C_m = concentración final del parámetro indicador de contaminación (mg/L) del río, aguas abajo del vertido.

Q_R = caudal del río aguas arriba del punto de vertido (L/s).

C_R = concentración del parámetro indicador de contaminación (mg/L) del río.

Q_V = caudal del vertido (L/s).

C_V = concentración del parámetro indicador de contaminación (mg/L) del vertido.

En la Tabla 7 se presentan las ecuaciones utilizadas para calcular las condiciones iniciales de cada parámetro en cada inicio de subtramos.

Tabla 7. Ecuaciones generales de balances de materia para cada subtramo en el punto 0

Parámetro	Ecuación	
Caudal	$Q_{0,i} = Q_r + Q_v$	Ec. 27
Materia Orgánica	$L_{0,i} = \frac{Q_r L_r + Q_v L_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 28
Temperatura	$T_{0,i} = \frac{Q_r T_r + Q_v T_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 29
Oxígeno Disuelto	$[O_2]_{0,i} = \frac{Q_r [O_2]_r + Q_v [O_2]_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 30
Amonio	$[NH_4^+]_{0,i} = \frac{Q_r NH_{4r} + Q_v [NH_4]_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 31

Cabe destacar que, cuando se da la presencia de azudes la metodología para el cálculo de las condiciones iniciales de oxígeno cambia de la siguiente manera:

Presencia de azudes. Es importante tener en cuenta la presencia de azudes, pues estos intervienen en la transferencia de oxígeno entre la atmósfera y el agua (Butts & Evans, 1983). Para calcular el OD después de un azud, primero se debe calcular la relación del déficit antes y después del azud con la siguiente ecuación:

$$r = 1 + 0.38abH(1 - 0.11H)(1 + 0.046T) \quad \text{Ec. 32}$$

Donde:

r = Relación del déficit por encima y por debajo de la presa

H = Diferencia de elevación del agua (m)

T = Temperatura del agua (°C)

D₁ = Déficit de OD antes del azud (mg/L)

D₂ = Déficit después del azud (mg/L)

a y b = coeficientes que corrigen la calidad del agua y el tipo de presa. Sus valores se resumen en la Tabla 8 (Chapra et al., 2014).

Tabla 8. Parámetros para el cálculo de azudes

Calidad del Agua		a
	Muy contaminada	0.65
	Moderadamente contaminada	1.0
	Ligeramente contaminada	1.6
	Limpia	1.8
Tipo de presa		b
Cresta	Talud aguas abajo	
	Escalones regulares	0.7
	Escalones irregulares	0.7
Ancha y Plana	Vertical	0.6
	Recto inclinado	0.75
Ancha y redondeada	Curvado	0.45
	Curvado	0.75
Afilada	Recto inclinado	1
	Vertical, vertederos	0.8
	Vertical, compuertas	0.05

Nota. Tomado de QUAL2K A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.11b9. (p. 53), por Chapra et al., 2014.

Una vez calculado la relación “r” se utiliza la Ec. 45 para calcular el déficit después del azud. Posteriormente con el déficit después del azud se calcula el OD ($OD = O_{sat} - D_2$)

$$r = \frac{D_1}{D_2} \quad \text{Ec. 33}$$

Donde:

r = Relación del déficit por encima y por debajo de la presa

D₁ = Déficit de OD antes del azud (mg/L)

D₂ = Déficit después del azud (mg/L)

5.4.4. Constantes cinéticas de reacción

Se presentan los métodos aplicados para determinar las constantes de reacción que afectan la composición de contaminantes en la corriente de agua, las constantes se expresan cuantitativamente mediante la ley de acción de masas (Espinoza, 2005).

Constante de biodegradación de la MO (k₁). Se estimó mediante la ecuación propuesta por (Hydroscience, 1971), para corrientes de agua con una profundidad menor a 2.4 m, a una temperatura de 20 °C (Ec. 34).

$$0 \leq H \leq 2.4 \quad k_{1(20^\circ\text{C})} = 0.3 \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434} \quad \text{Ec. 34}$$

Donde:

k_{1(20°C)} = constante de desoxigenación a 20 °C (d⁻¹)

H = profundidad media del río (m)

Constante de reaireación (k_2). Existen muchas expresiones para calcular el coeficiente de reaireación para corrientes, embalses o estuarios en función de la profundidad y la velocidad del agua (Sierra, 2011). Debido a las bajas velocidades y calados superficiales del río Zamora (H = 0.24 m y U = 0.43 m/s), se aplicó la ecuación propuesta por Owens et al. (1964):

$$\begin{array}{l} 0.12 < H < 0.73 \text{ m} \\ 0.03 < U < 0.55 \frac{\text{m}}{\text{s}} \end{array} \quad k_{2(20)} = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}} \quad \text{Ec. 35}$$

Donde:

K_2 = constante de reaireación a 20 °C (d^{-1})

U = velocidad media del río (m/s)

H = profundidad media del río (m)

Constante de nitrificación (k_n). La constante fue definida mediante revisión bibliográfica, debido a que principalmente se obtiene por métodos experimentales. Se le dio los valores obtenidos por Zúñiga (2014), a la altura del río Zamora en las Pitas y Sauces Norte (Tramo 8 y 9).

Constantes de semisaturación. Las constantes de semisaturación de DBO y amonio representan la disponibilidad del sustrato en la que se alcanza la mitad de la ingesta máxima (Alvarez et al., 2019), a continuación, se muestran las ecuaciones utilizadas:

$$k_s = -\frac{k_1}{2} [L] \quad \text{Ec. 36}$$

$$k_{sn} = -\frac{k_N}{2} [NH_4] \quad \text{Ec. 37}$$

Donde:

k_1 = constante de descomposición de DBO (d^{-1})

k_N = constante de nitrificación (d^{-1})

k_s = constante de semisaturación de DBO (mg/L d^{-1})

k_{sn} = constante de semisaturación del amonio (mg/L d^{-1})

[L] = concentración DBO (mg/L)

[NH₄] = concentración Nitrógeno amoniacal (mg/L).

Corrección de constantes. Las constantes cinéticas obtenidas se corrigieron a la temperatura de mezclado, mediante la Ec. 38, con factor de corrección de la cinética obtenidos de bibliografía, comúnmente es utilizado el θ 1.204 y 1.047 (Chapra, 2008) para la constante de reaireación y descomposición de materia orgánica respectivamente (Tabla 9).

$$k(T) = k_{20}\theta^{T-20}$$

Ec. 38

Donde

$K_{(T)}$ = constante cinética a temperatura de mezclado

k_{20} = constante a 20 °C

θ = factor de corrección de la cinética

T = temperatura de la mezcla.

Tabla 9. Valores típicos de θ utilizados en la modelación de calidad del agua.

θ	Reacción
1.024	Oxígeno reaireación
1.047	DBO descomposición
1.080	Demanda de oxígeno de sedimento (SOD)

Fuente: (Chapra, 2008)

Una vez fundamentadas las bases para la obtención de condiciones iniciales por cada subtramo del tramo del río Zamora, en los siguientes apartados se describen las ecuaciones resueltas por el método numérico de Euler, mismas que serán utilizadas para representar el comportamiento del oxígeno en el agua del río, así como las variables DBO y NH_4 que influyen en el mismo.

5.4.5. Modelación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

En la ecuación se tomó en cuenta como sumidero la oxidación de la MO, este proceso está controlado por la constante de biodegradación de la MO (k_1). Además, se agregó a la ecuación un término de Monod, el cual limita al proceso de biodegradación por la presencia de oxígeno disuelto en el agua. A continuación, se presenta la ecuación para el modelamiento de la MO.

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -\mu_x \frac{\partial L}{\partial x} - L_i k_1 \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad \text{Ec. 39}$$

Donde:

$[L_i]$ = concentración inicial de DBO_5 (mg/L)

k_1 = constante de descomposición de DBO (d^{-1})

T = temperatura del río (°C)

Θ = factor de corrección de la cinética k_1 .

k_s = constante de semisaturación de MO (d^{-1})

$[O_2]$ = concentración de oxígeno disuelto (mg/L).

5.4.6. Modelación del Nitrógeno Amoniacal (NH₄)

La modelación del amonio se desarrolló en base al transporte longitudinal y a la nitrificación del amonio como sumidero con términos de Monod para considerar procesos de anoxia. La expresión para modelar amonio se presenta a continuación:

$$\frac{\partial[NH_4^+]}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial[NH_4^+]}{\partial x} - [NH_4^+]k_N\theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} \quad \text{Ec. 40}$$

Donde:

[NH₄] = concentración inicial de NH₄ (mg/L)

k_N = constante de nitrificación (d⁻¹)

k_{sn} = constante de semisaturación de amonio (mg/L d⁻¹)

[O₂] = concentración de oxígeno disuelto (mg/L).

5.4.7. Modelación de Oxígeno Disuelto (OD)

El OD se modelo mediante la ecuación de balance general entre dos procesos competitivos: la absorción de oxígeno del agua, asociada con la eliminación de compuestos orgánicos de carbono (degradación de MO, $k_d\theta^{T-20}[L_i]$) e inorgánicos de nitrógeno (nitrificación, $k_N\theta^{T-20}[NH_{4i}]a_N$), y el suministro de oxígeno de la atmósfera al agua a través de la reaireación ($k_a\theta^{T-20}D$) (Ec 41).

$$\frac{\partial[O_2]}{\partial t} = -\mu_x \frac{\partial[O_2]}{\partial t} + k_2\theta^{T-20}D - Lk_1\theta^{T-20} \frac{[O_2]}{K_s + [O_2]} - [NH_4^+]K_N\theta^{T-20} \frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} a_N \quad \text{Ec. 41}$$

Donde:

[O₂] = concentración inicial de OD (mg/L)

k₂ = Constante de reaireación

D = déficit de oxígeno

k₁ = constante de descomposición de DBO (d⁻¹)

[L] = concentración inicial de DBO₅ (mg/L)

k_s = constante de semisaturación de DBO (d⁻¹)

[NH₄] = Nitrógeno Amoniacal

k_N = Constante de nitrificación

k_{sn} = Constante de semisaturación NH₄

a_N = cantidad de [O₂] consumida por cada gramo de NH₄.

El déficit de oxígeno (D) se representa como la diferencia entre el oxígeno de saturación y el oxígeno disuelto del río ($[O_2]_{sat} - [O_2]$), donde la concentración de saturación de oxígeno

se determinó de acuerdo a la temperatura de cada tramo mediante la resolución de la ecuación propuesta por APHA (1992) (Ec. 42).

$$[O_2]_{sat,z} = e^{\left(-139.34411 + \frac{1.57570 \cdot 10^5}{T} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T^2} + \frac{1.2438 \cdot 10^{10}}{T^3} - \frac{8.62194 \cdot 10^{11}}{T^4}\right)} e^{\left(\frac{-z}{8200}\right)} \quad \text{Ec. 42}$$

El cual se corrigió en función de la altitud:

$$[O_2]_{sat,z} = [O_2]_{sat} e^{\frac{-z}{8200}} \quad \text{Ec. 43}$$

Donde:

$[O_2]_{sat}$ = oxígeno de saturación (mg/L)

z = altitud (m).

5.5. Metodología para el tercer objetivo

<< Calibrar el modelo matemático de calidad de agua desarrollado >>

En esta sección, se detalla la metodología utilizada para verificar la precisión del modelo. En líneas generales, se llevaron a cabo los siguientes pasos:

- Se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de comprender la influencia de cada proceso en el modelo.
- Se ajustó el modelo a través del método de ensayo y error para su calibración.

5.5.1. Análisis de sensibilidad

Antes de llevar a cabo la calibración, resulta crucial comprender la repercusión de los procesos en el modelo. Con este propósito, se ejecutó un análisis de sensibilidad, ajustando el valor de cada constante (k_1 , k_s , k_n , k_{sn} y k_2) en +/-10% para cada subtramo de manera individual. La variación de estas constantes se llevó a cabo de forma secuencial. Cabe resaltar que, aunque los factores de corrección de cada cinética podrían también ser objeto de variación, su fiabilidad ya ha sido extensamente examinada.

Para evaluar la magnitud de cambio en cada constante, se aplicó la Ec. 44. Posteriormente, se calculó el promedio de las variaciones por constante, identificando así las tasas de cambio más significativas que influyen en el modelo.

$$\%variación = \left(\frac{\text{valor de } [O_2] \text{ modelado}}{\text{valor de } [O_2] \text{ con variación}} - 1 \right) 100\% \quad \text{Ec. 44}$$

5.5.2. Calibración del modelo

Una vez identificadas las constantes más significativas, es necesario proceder con la calibración del modelo. En este proceso, se empleó el método de ensayo y error, el cual implica

ajustar las constantes del modelo con el objetivo de lograr una mayor aproximación entre los resultados del modelo y los datos observados (Chapra, 2008).

De acuerdo a Ji et al. (2002), el cálculo del Error Relativo de la Media Cuadrática (RRE) (Ec. 45), es adecuado para evaluar la concordancia entre los resultados del modelo y los datos obtenidos en ríos. Donde se considera un ajuste aceptable cuando las discrepancias entre los valores calculados por el modelo y los valores medidos en campo son inferiores al 10%.

$$RRE = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (O_n - P_n)^2}}{O_{max} - O_{min}} \times 100 \quad \text{Ec. 45}$$

Donde:

N = número de observaciones

O_n = valor del n-ésimo dato observado

P_n = valor del n-ésimo dato modelado

O_{max} y O_{min} = valor máximo y mínimo observados

Para calcular el error se tomó en cuenta los valores de OD, DBO y NH₄⁺ obtenidos en los 4 puntos de control establecidos en el río y los valores modelados.

Además, se debe tener en cuenta que las constantes cinéticas poseen rangos establecidos por la literatura, en la Tabla 10 se presentan los rangos utilizados para el estudio (Pazmiño Rodríguez, 2020; Rivera, 2015).

Tabla 10. Rangos típicos de las constantes cinéticas

Constante	Tipo de corriente	Valor
k ₁ (d ⁻¹)	Corrientes someras	0.50 – 3.00
k ₁ (d ⁻¹)	Ríos contaminados	0.10 – 0.25
k ₂ (d ⁻¹)	Corrientes rápidas	0.69 – 1.15
k _n (d ⁻¹)	Corrientes poco profundas	0.1 – 0.5

6. Resultados

En el presente apartado se exponen los resultados obtenidos de cada objetivo, acerca de la caracterización y modelación de la calidad del agua del tramo Las Pitás - Sector Florencia.

6.1. Resultados para el primer objetivo

En este apartado se presentan los resultados de la línea base, abarcando aspectos como la ubicación de los sitios de monitoreo, los resultados de los parámetros evaluados y la comparación entre los resultados del programa de monitoreo y los estándares normativos.

6.1.1. Sitios de monitoreo

A lo largo del tramo de estudio con una longitud aproximada de 5.9 km, se identificaron afluentes, azudes y puntos de control como sitios de monitoreo:

Efluentes. En una fase inicial, se identificaron un total de 28 puntos de efluentes, sin embargo, tras realizar el balance de masas, se excluyeron 9 ubicaciones que demostraron tener una contribución a la carga contaminante del río inferior al 1% (Anexo 1). Como resultado de este proceso de selección, se obtuvo un conjunto final de 19 efluentes compuesto por 12 vertidos de ARU y 7 quebradas presentados a continuación en la Figura 3 y Tabla 11.

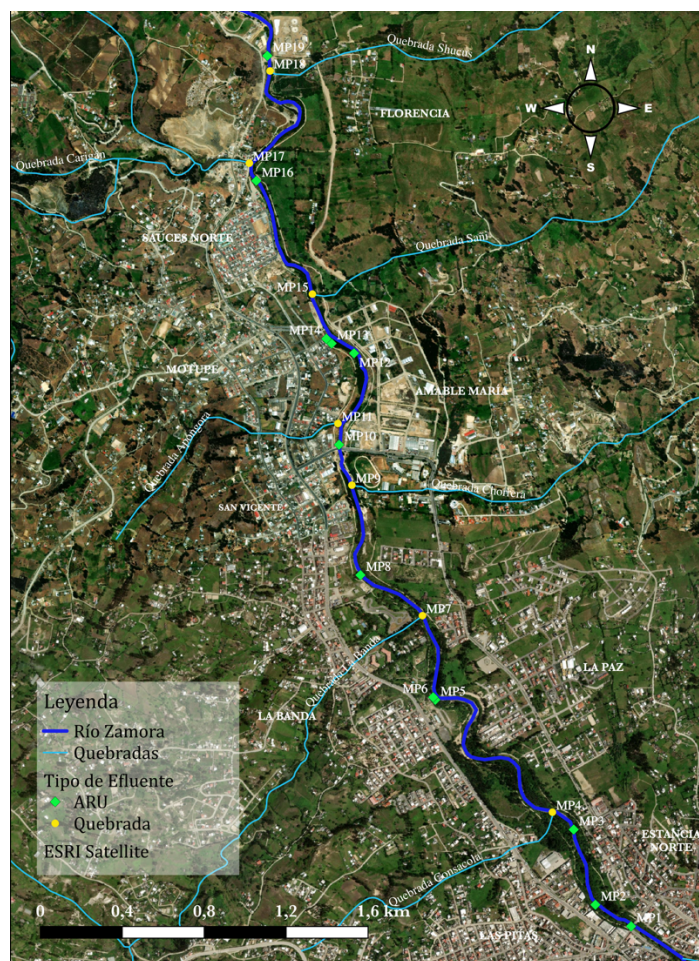


Figura 3. Ubicación de efluentes en el río Zamora, tramo Las Pitás – Sector Florencia.

Tabla 11. Descripción de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.

Punto	Tipo	Ubicación Geográfica (UTM)	Altitud	Referencia de ubicación de Sur a Norte
MP1	ARU	17M 699028.4 9561091.5	2046.3	Junto al puente de la calle Jaime Roldós Aguilera
MP2	ARU	17M 698854.2 9561196.7	2043.4	Detrás de Disensa
MP3	ARU	17M 698749.2 9561562.7	2043.2	Frente a la calle Manuel de J. Lozano entre Homero Idrovo y Gustavo Serrano
MP4	Quebrada	17M 698645.4 9561647.2	2043.0	Detrás de Arca Ecuador SA
MP5	ARU	17M 698074.8 9562195.3	2038.6	Detrás del parqueadero del Zoológico Municipal
MP6	ARU	17M 698064.7 9562207.9	2038.6	Detrás del parqueadero del Zoológico Municipal
MP7	Quebrada	17M 698013.2 9562604.8	2036.0	Entre el Vivero Municipal y el Kartodromo Municipal
MP8	ARU	17M 697710.8 9562803.0	2035.3	Cerca de la pista municipal de radio control Loja
MP9	Quebrada	17M 697670.0 9563240.4	2034.8	Detrás del Colegio Militar Lauro Guerrero
MP10	ARU	17M 697608.0 9563437.1	2033.6	Puente de la calle Eduardo Palacios
MP11	Quebrada	17M 697602.7 9563540.5	2032.8	40 m antes de la lavadora y lubricadora San Vicente
MP12	ARU	17M 697681.8 9563882.1	2029.4	Frente al Taller de Mecánica Guachisaca
MP13	ARU	17M 697572.4 9563929.7	2028.1	Frente a Inmenso
MP14	ARU	17M 697546.8 9563952.9	2028.0	Frente a Moldek
MP15	Quebrada	17M 697479.2 9564170.5	2025.7	Quebrada Ciudadela
MP16	ARU	17M 697206.5 9564722.1	2024.8	Sauces Norte (parqueadero de buses urbanos)
MP17	Quebrada	17M 697206.7 9564807.7	2021.8	Puente de la quebrada Carigán
MP18	Quebrada	17M 697274.6 9565256.1	2021.0	Sector Florencia (80 m al sur de la PTAR - Loja)
MP19	ARU	17M 697275.3 9565382.7	2013.7	Sector Florencia en la PTAR- Loja

Puntos de control. Se dispusieron cuatro puntos de control a lo largo del curso del río. Las coordenadas y referencias específicas de cada punto se detallan en la tabla siguiente:

Tabla 12. Descripción de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Punto	Ubicación Geográfica (UTM)	Altitud	Referencia de ubicación de Sur a Norte
C1	17M 699064.2 9561082.5	2043.0	Frente a la Escuela José Ingenieros
C2	17M 697925.7 9562690.9	2029.0	Debajo del puente del Kartodromo
C3	17M 697729.4 9563713.4	2024.0	Frente a la empresa Moldek Loja
C4	17M 697214.3 9565515.3	2010.8	80 m después de la PTAR - Loja

Asimismo, en la Figura 4 se presenta una representación gráfica que ilustra claramente la ubicación precisa de estos puntos, uno en la parte inicial del tramo, dos en la parte central y un cuarto en la parte final.

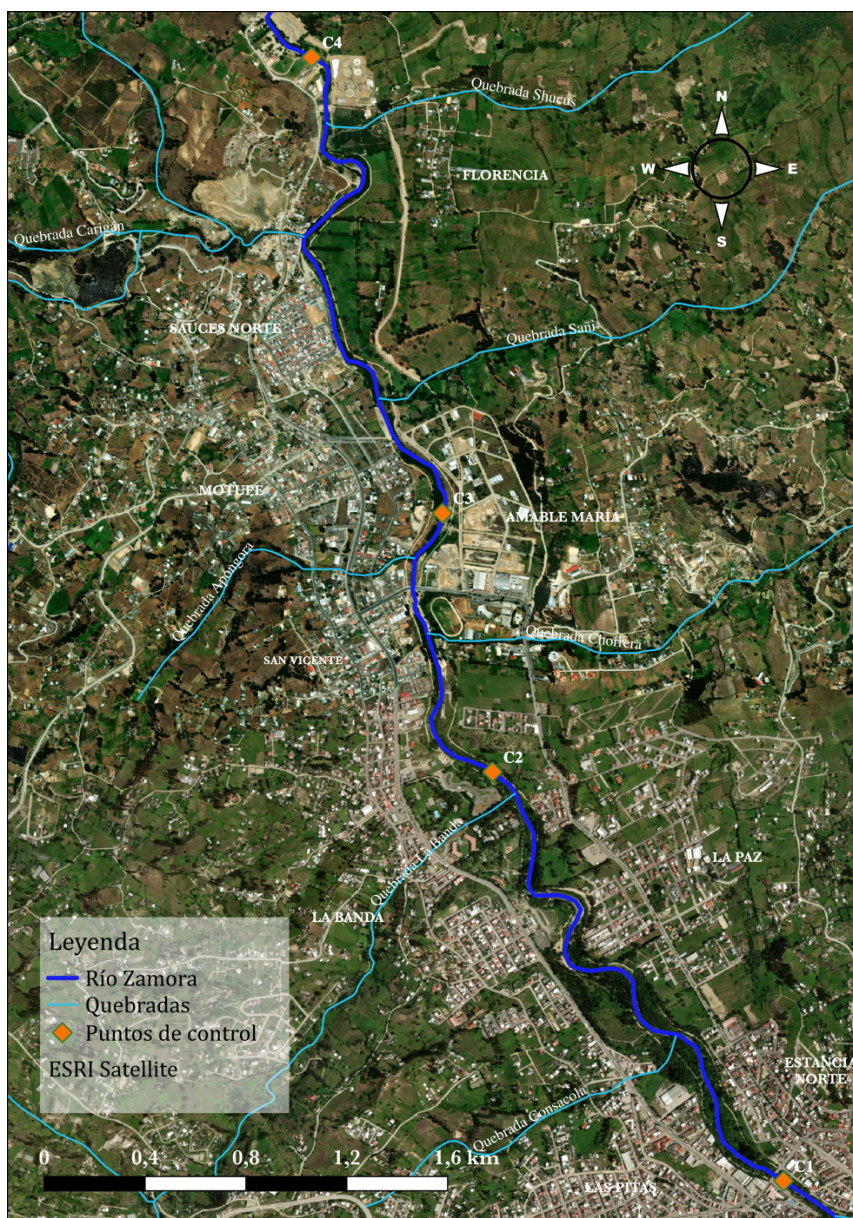


Figura 4. Ubicación de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Azudes. Se identificó un total de 3 azudes a lo largo del tramo, dentro de los primeros 2 km, los cuales se representan en la Figura 5 y en la Tabla 13.

Tabla 13. Descripción de azudes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Punto	Tipo de azud	Ubicación Geográfica (UTM)	Altitud (msnm)	Referencia de ubicación de Sur a Norte
A1	Azud de rampa: cresta ancha y plana con talud aguas abajo recto inclinado. Ancho: 9.36 m Profundidad (H): 2.8 m	17M 698997.6 9561121.3	2040.2	Detrás de Indura Ecuador SA
A2	Azud desarenador: cresta ancha y redondeada, con talud aguas abajo curvado Ancho: 16.8 m Profundidad (H): 4.7 m	17M 698151.4 9562202.5	2032.0	Desarenador Municipal
A3	Azud de salto: cresta afilada con talud aguas abajo vertical. Ancho: 13.9 m Profundidad (H): 0.8 m	17M 698070.6 9562294.5	2030.0	Detrás del Zoológico Municipal

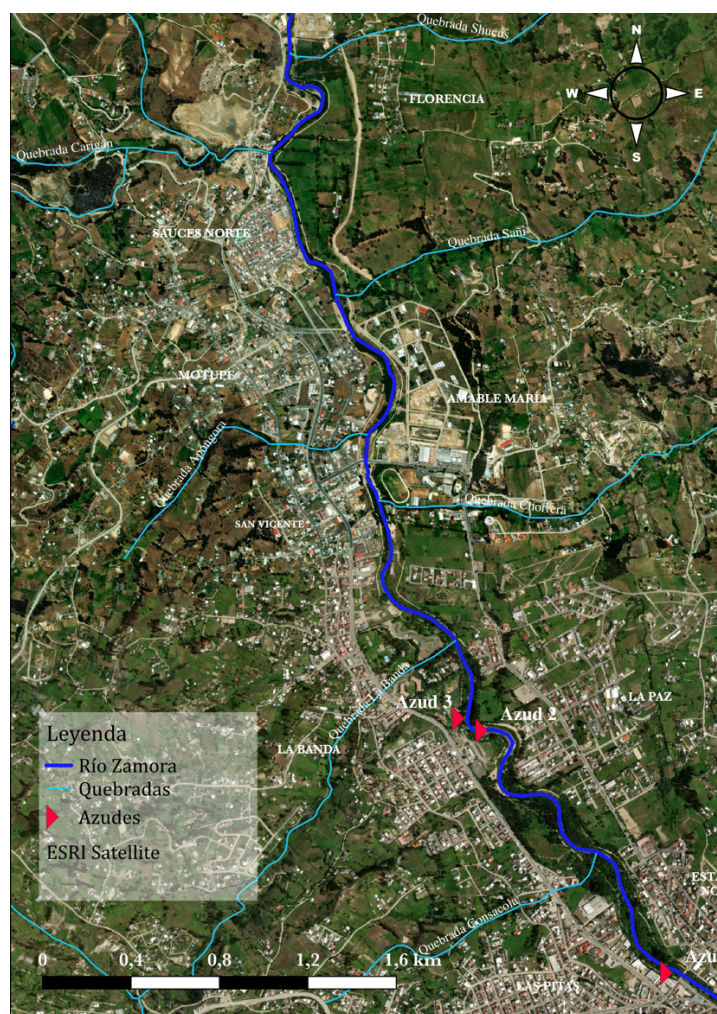


Figura 5. Ubicación azudes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

6.1.2. Parámetros de calidad de sitios de monitoreo

En esta sección, se presentan los resultados de la calidad del agua en los efluentes y puntos de control del tramo de estudio del río Zamora durante tres campañas llevadas a cabo durante la temporada de estiaje.

Parámetros de calidad de efluentes. Se presentan resultados por cada variable in situ y ex situ que ofrecen una visión de la calidad de vertidos de ARU y afluentes naturales que desembocan en el río Zamora durante dicho período:

Temperatura. La Figura 6 refleja la variabilidad en las temperaturas de los efluentes que desembocan en el río Zamora durante la temporada de estiaje. Los resultados indican un rango que va desde 16.5 °C hasta 21.6 °C en los tres muestreos. Todos los efluentes presentaron temperaturas medias superiores a 17 °C, siendo el vertido MP14 el que registró el valor máximo de 20.43 °C, mientras que la quebrada Apongora (MP11) exhibió la temperatura promedio mínima de 17.1 °C (Figura 7).

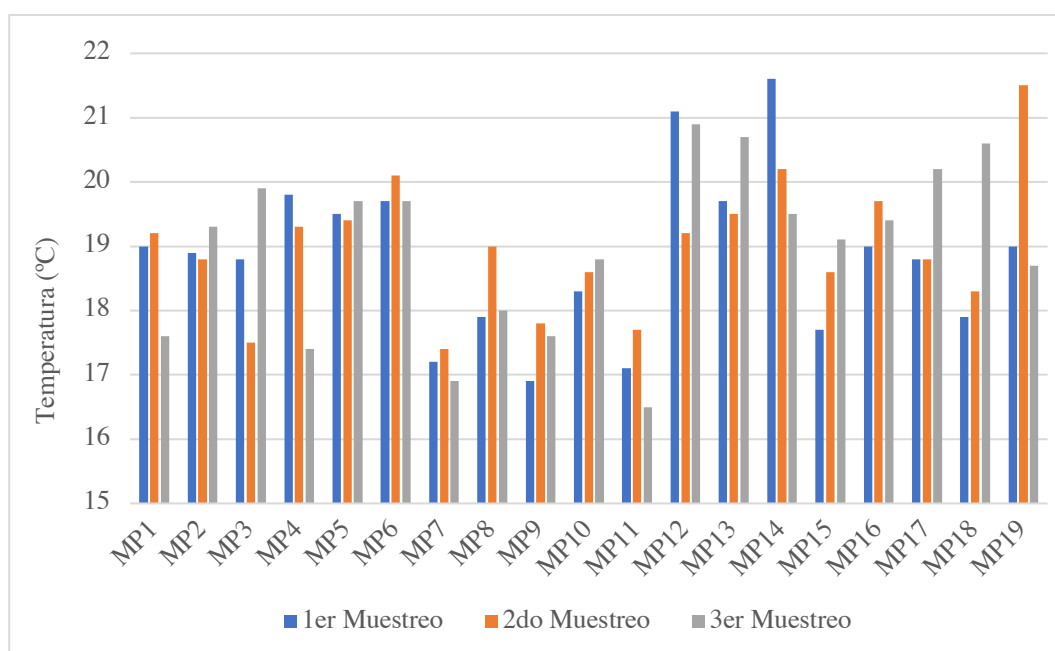


Figura 6. Temperatura de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en 3 muestreos.

Cabe destacar que, todos los efluentes presentaron temperaturas medias superiores a 17 °C, en donde el vertido MP14 contó con el máximo valor de 20.43 °C, mientras que la quebrada Apongora (MP11) registró la temperatura promedio mínima de 17.1 °C (Figura 7).

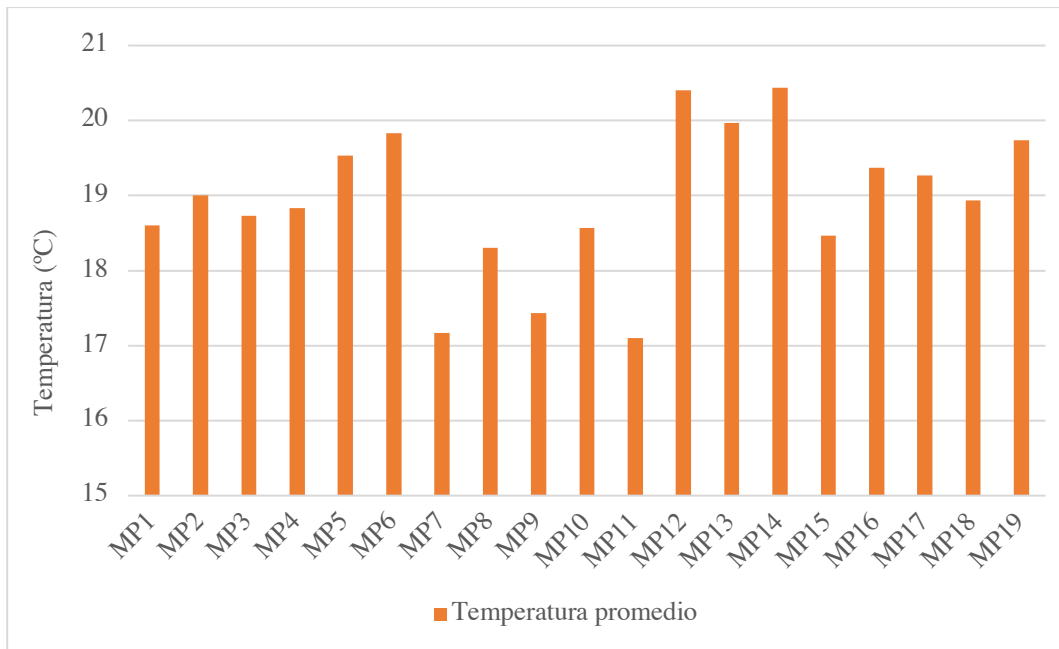


Figura 7. Temperatura promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas-Sector Florencia.

En términos de cumplimiento normativo, basándonos en el límite máximo permisible (LMP) de $\pm 3^{\circ}\text{C}$ con respecto a la condición natural estimada del cuerpo de agua (18°C), todos los efluentes cumplen con la normativa, excepto MP12 y MP14 en el primer muestreo, y MP19 en el segundo muestreo, que superan el LMP.

OD. En la Figura 8 se observa la variación en los niveles de oxígeno disuelto en los efluentes MP9, MP15, MP17 y MP18 (quebradas Chorrera, Ciudadela, Carigán y Shucus), que mantienen niveles altos de OD en los tres muestreos, indicando una contribución positiva a la calidad del agua del río. En contraste, el vertido MP16 exhibe fluctuaciones con períodos de niveles bajos, señalando posibles impactos negativos. Los primeros seis efluentes presentan niveles promedio inferiores a 3 mg/L OD.

Es destacable la baja variación en los niveles de oxígeno disuelto entre los vertidos en los tres muestreos.

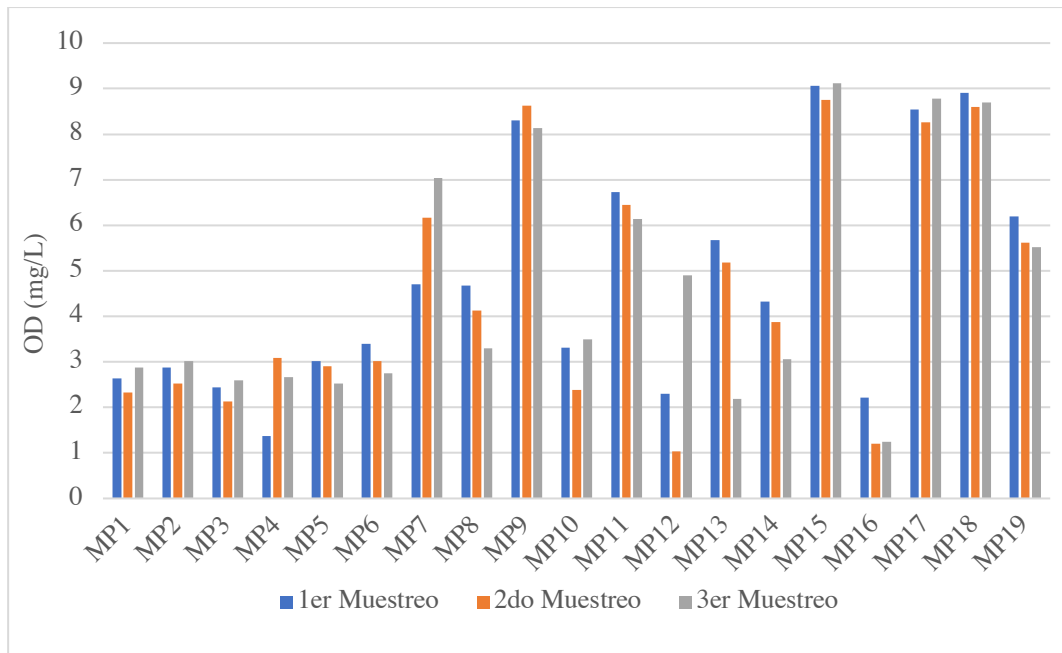


Figura 8. OD de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.

Conductividad y salinidad. Los vertidos de ARU exhiben valores elevados de conductividad, oscilando entre 370 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1090 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 9). Aquellos con conductividades altas, como MP1, MP2, MP5, MP6 y MP14, presentan concentraciones de salinidad de 3 a 4 mg/L. Por otro lado, las quebradas presentan valores de conductividad más bajos, entre 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 904 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo La Banda y Consacola (MP4 y MP7) las que superan los 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ciudadelas y Shucus (MP15 y MP18) presentan una salinidad de 0 mg/L en sus aguas (Figura 10).

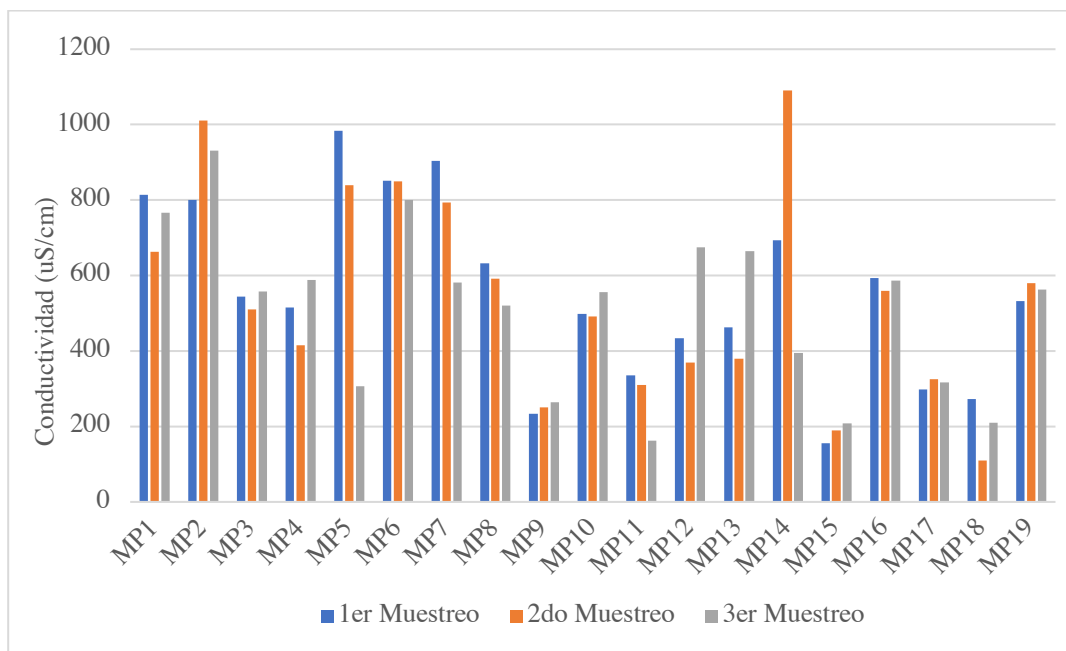


Figura 9. Conductividad de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas–Sector Florencia en 3 muestreos.

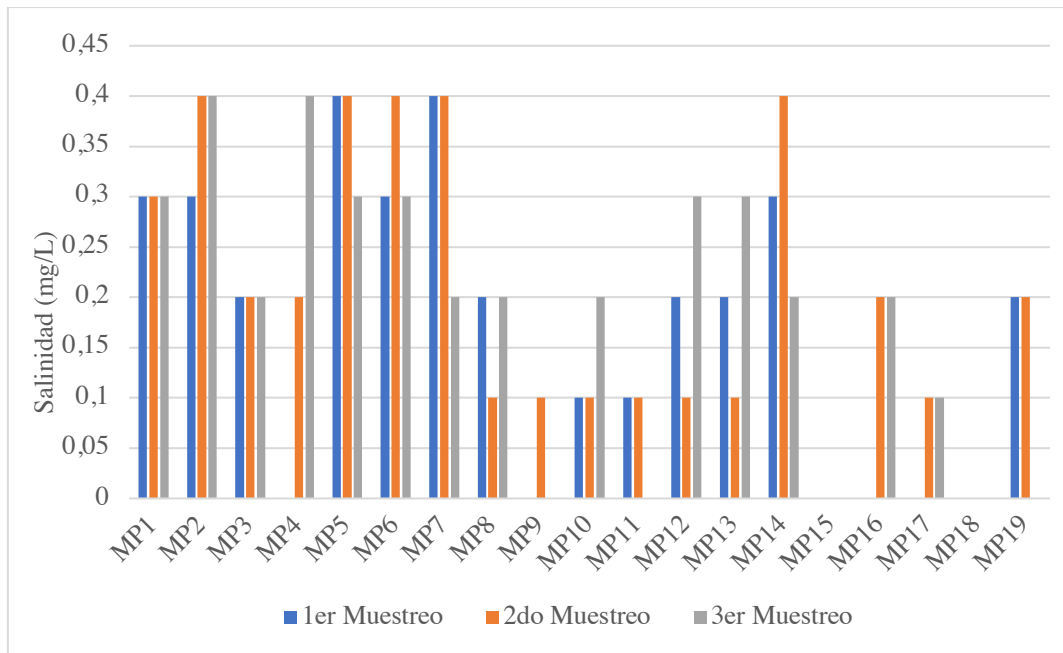


Figura 10. Salinidad de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.

pH. La Figura 11 muestra que MP14 registró el pico más alto de pH (8.3) en el segundo muestreo, mientras que el mínimo (6.7) se presentó en MP2 en el mismo período. Los efluentes oscilan entre neutros y ligeramente alcalinos, con un promedio mínimo de 6.97 (MP13) y un máximo de 7.9 (MP5) (Figura 12). Todos cumplen con la normativa ecuatoriana, que establece un rango de pH entre 6 y 9 para efluentes.

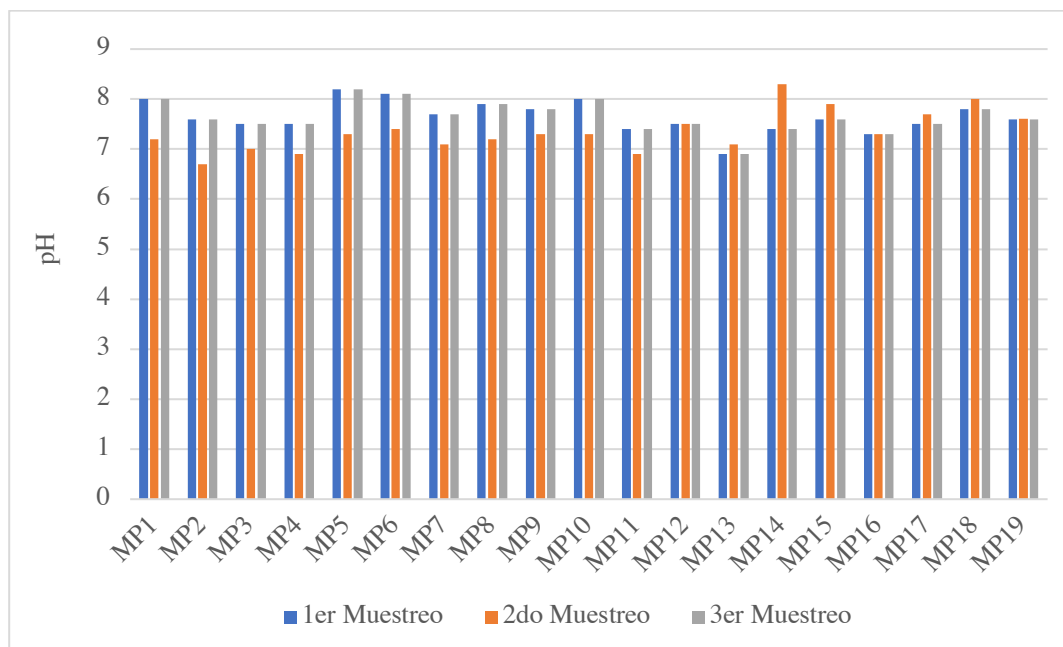


Figura 11. pH de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.

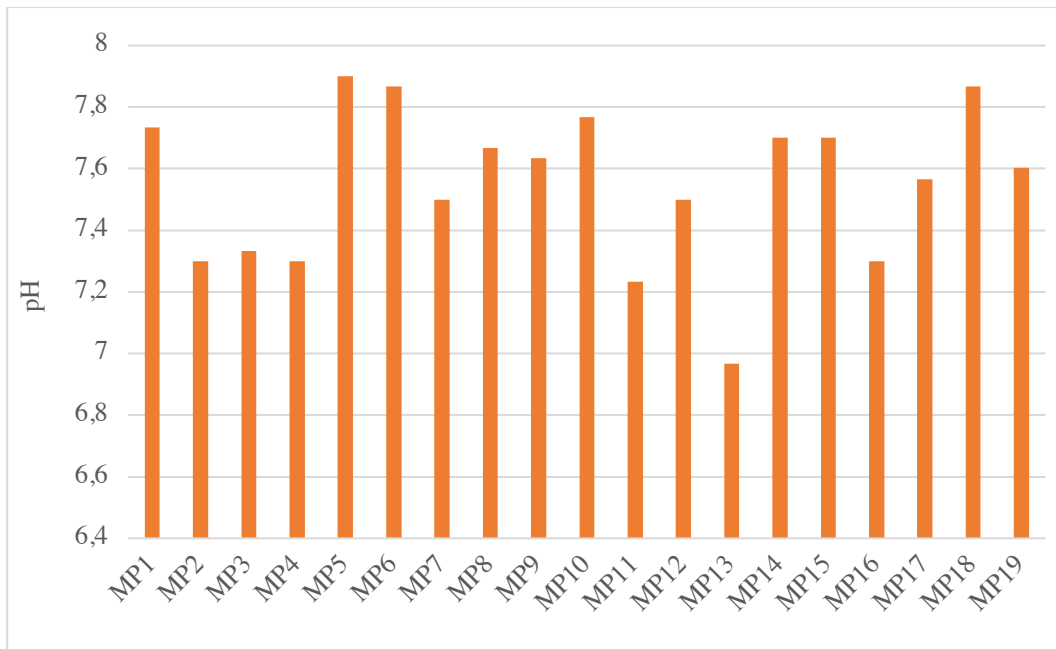


Figura 12. pH promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.

DQO. En la Figura 13, se muestra la variabilidad en la concentración de DQO entre los vertidos. MP14 y MP6 registraron los valores más altos (1086 y 817 mg/L, respectivamente), mientras que MP18 y MP15 presentaron los valores más bajos de 9 y 15 mg/L DQO. En la Figura 14 se aprecia que la mayoría de los efluentes de ARU, excepto MP3 y MP19, superan un promedio de 350 mg/L de DQO. Mientras que, todas las quebradas registran valores inferiores a 150 mg/L DQO.

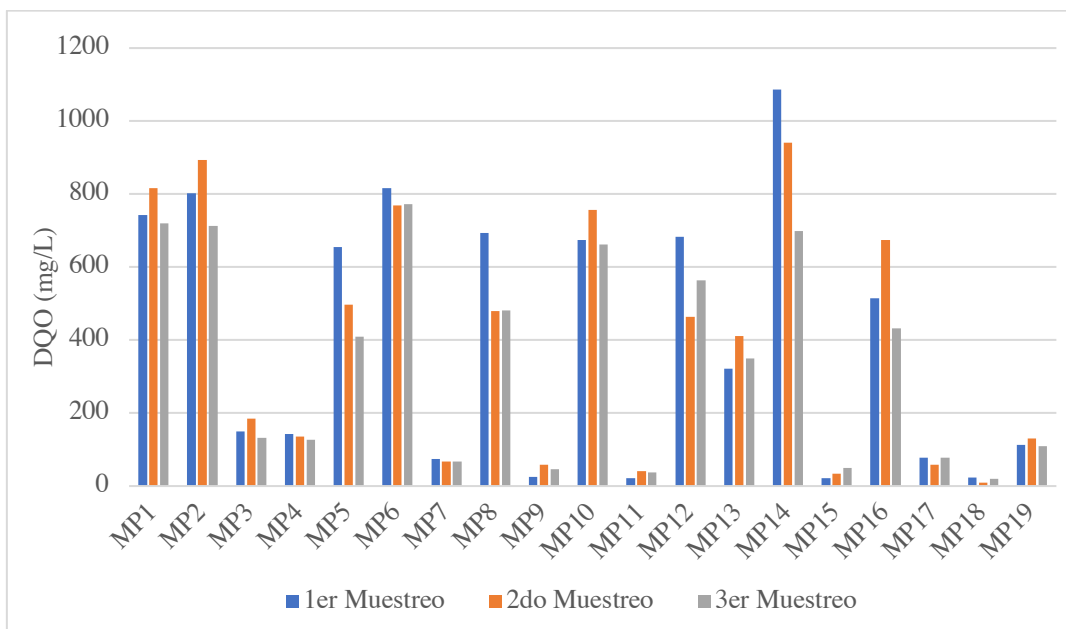


Figura 13. DQO de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.

Según la normativa, la concentración de DQO debe ser menor a 200 mg/L, por lo que solo las quebradas y los vertidos MP3 y MP19 de la PTAR-Loja cumplen con los LMP establecidos en la norma.

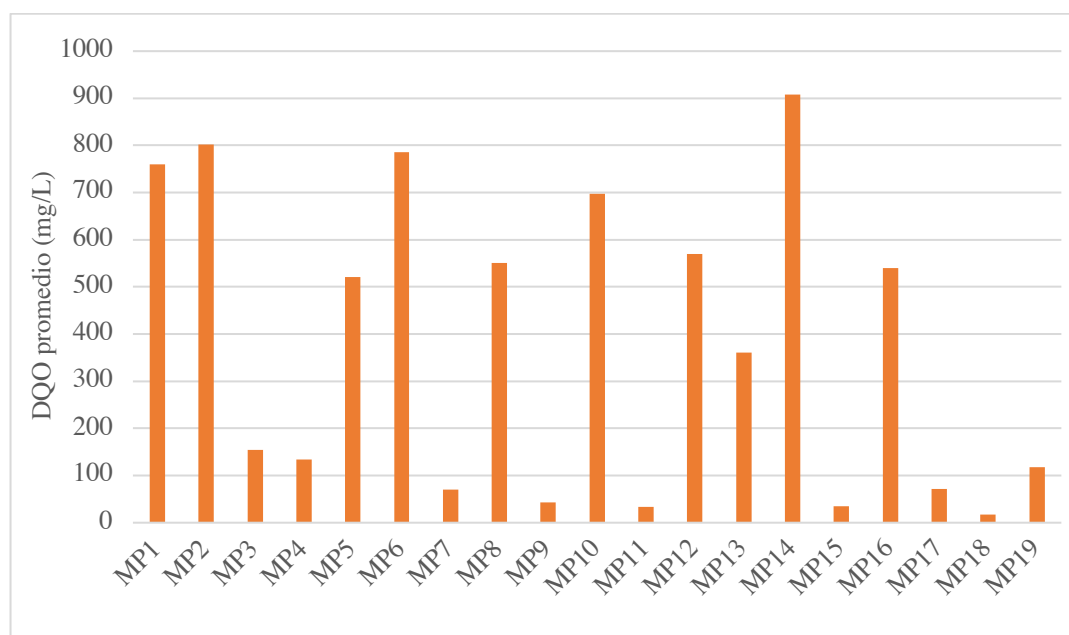


Figura 14. DQO promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitás – Sector Florencia.

DBO₅. Se estableció una relación DBO/DQO de 0.64 a través del DBO₅ medido en los puntos MP2, MP6 y MP19 (Tabla 14).

Tabla 14. Factor DBO5/DQO.

N° muestreo	Punto	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Relación DBO/DQO
1	MP2	803.0	471.0	0.59
1	MP6	817.0	549.6	0.67
2	MP6	769.0	494.2	0.64
2	MP22	130.0	78.0	0.60
3	MP6	773.0	535.0	0.69
Promedio:				0.64

La Figura 15 muestra los valores de DBO₅, destacando el máximo en MP14 (695.04 mg/L) y el mínimo en la quebrada Shucus (MP18, 5.76 mg/L). Los valores promedio de los tres muestreos se muestran en la Figura 16, donde se obtuvo un promedio máximo de 581.33 mg/L en MP14, seguido de MP2 y MP6 con valores de 513.71 y 503.25 mg/L DBO, respectivamente. Mientras que el valor mínimo fue de 11.09 mg/L en el punto MP18.

Al igual que el caso de la variable DQO, solo las quebradas y los vertidos MP3 y MP19 cumplen con la normativa ecuatoriana, misma que establece como LMP una concentración de 100 mg/L de DBO₅.

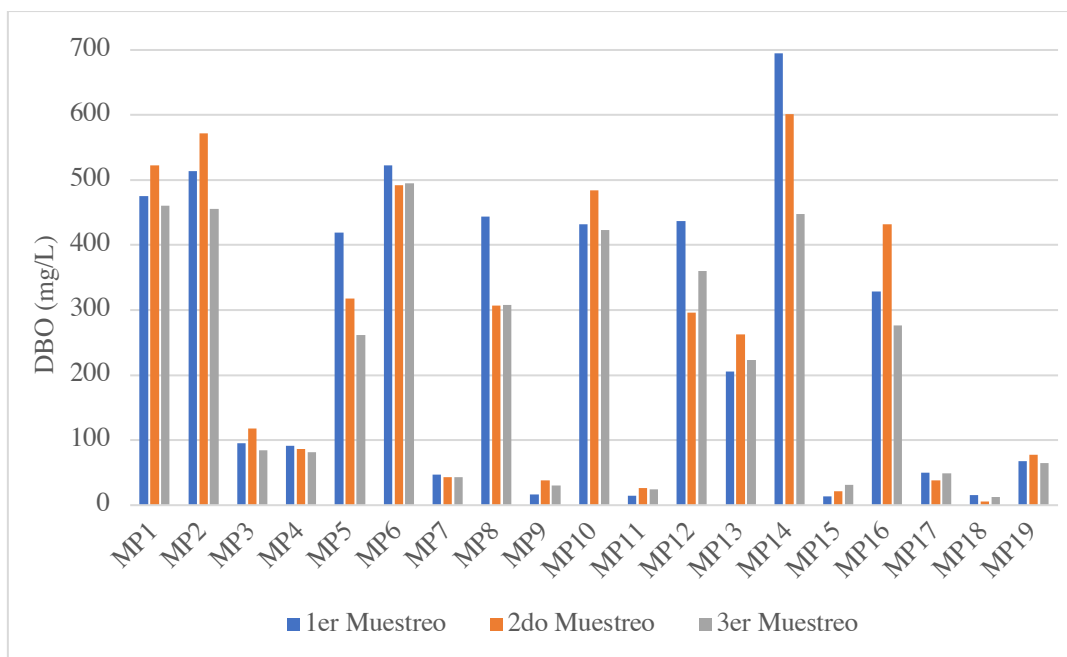


Figura 15. DBO de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitás – Sector Florencia en los 3 muestreos.

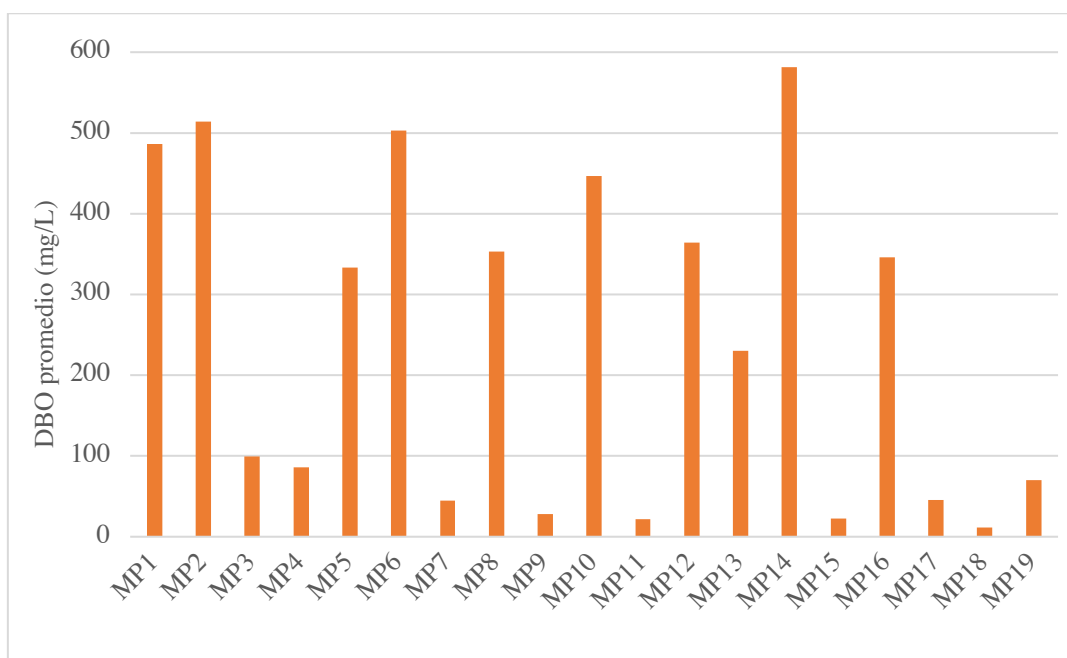


Figura 16. DBO promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitás – Sector Florencia.

NH_4^+ . Se registraron valores de amonio en un rango de 0.02 – 77.5 mg/L, en los tres muestreos (Figura 17). Se obtuvo un promedio máximo de amonio de 61.67 mg/L del vertido MP1 y valores mínimos de 0.33 y 0.35 mg/L de la quebrada Shucus (MP18) y Ciudadela (MP15, Figura 18). Donde MP1, MP2, MP5, MP6 y MP19 superan el límite máximo permisible de 30 mg/L establecido por las normas ecuatorianas.

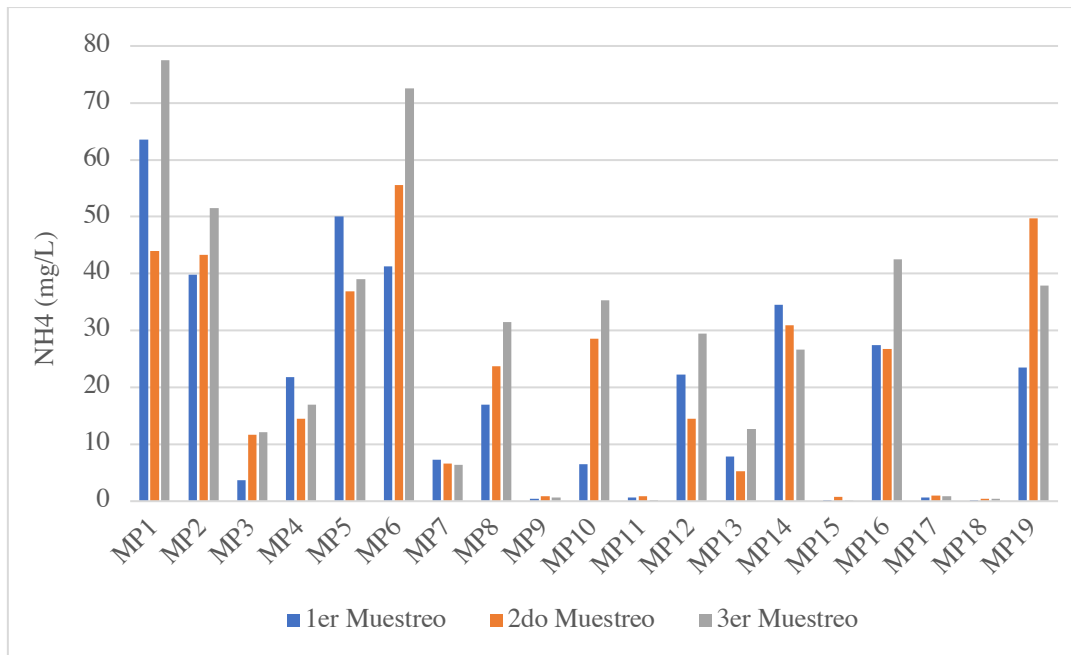


Figura 17. NH_4^+ de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.

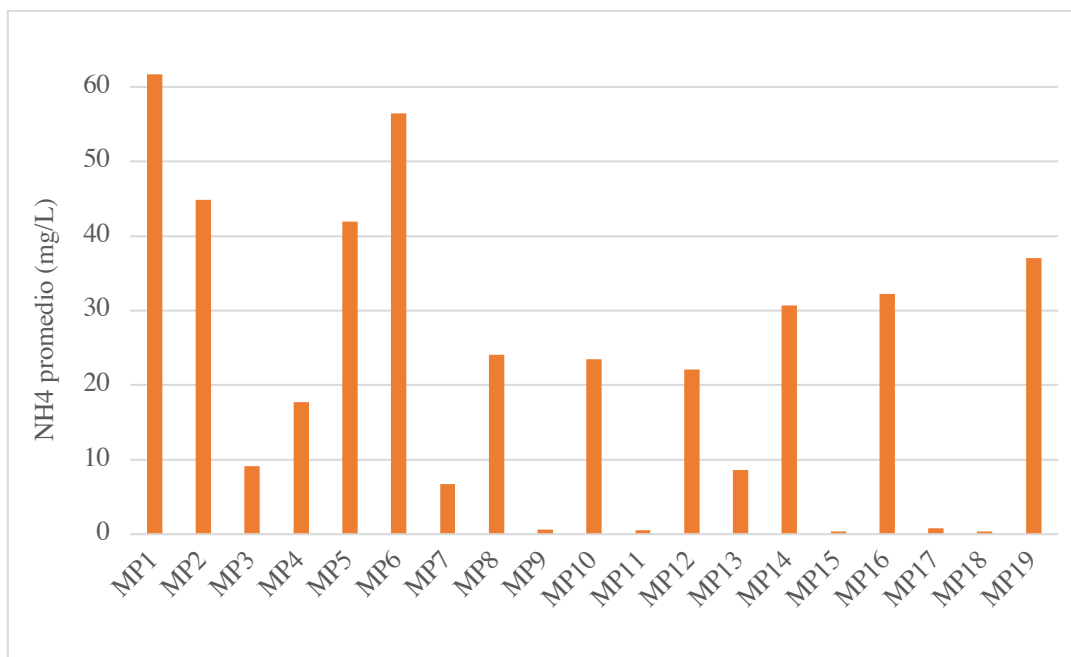


Figura 18. NH_4^+ promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.

Turbidez. Los valores de turbidez oscilan entre 2.98 y 310 NTU en los tres muestreos. MP6 y MP14 presentan la mayor turbidez promedio (239.67 y 228.67 NTU), mientras que la quebrada Ciudadela tiene la menor turbidez (5.22 NTU, Figura 19).

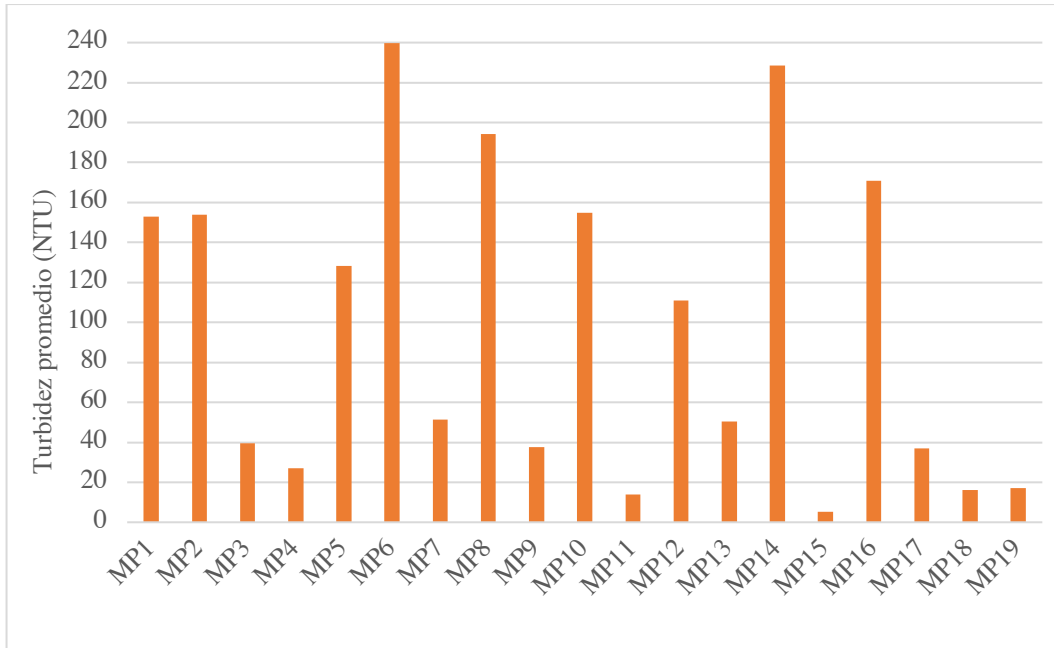


Figura 19. Turbidez promedio de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia.

Caudal. La Figura 20 revela que los caudales de los efluentes apenas difieren significativamente entre los muestreos, a excepción de la quebrada Carigán, que experimenta una variación de 32 L/s entre el primer y tercer muestreo. Respecto a los caudales promedio de la Figura 21, el vertido de salida de la línea de agua de la PTAR-Loja destaca como el mayor contribuyente de caudal, con una media de 154.28 L/s, seguido por los efluentes de las quebradas Carigán (51.26 L/s) y Chorrera (37.39 L/s)

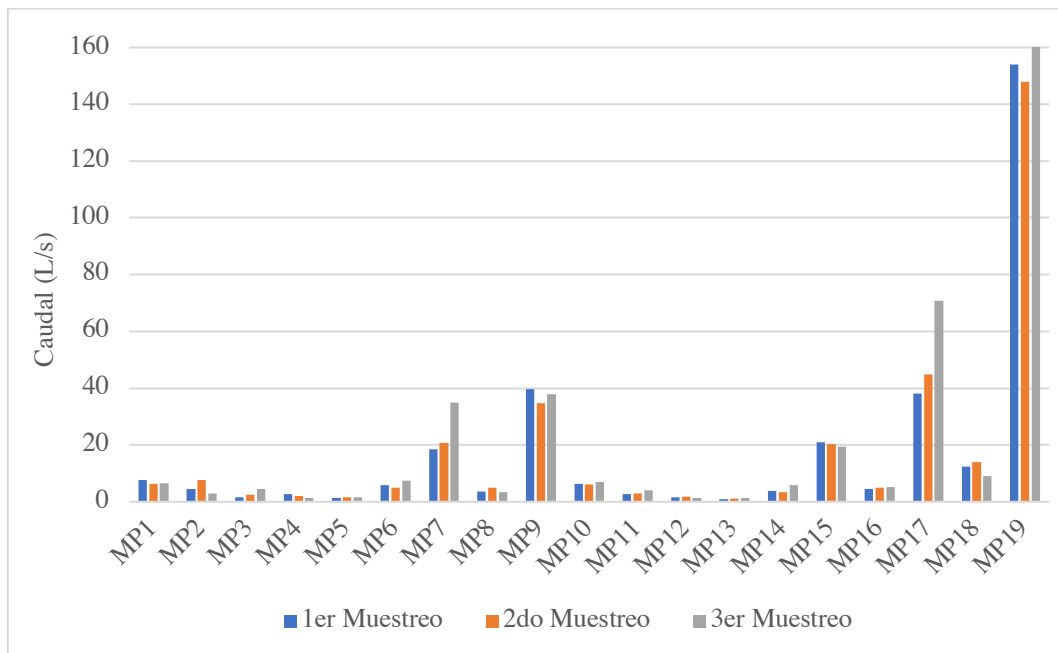


Figura 20. Caudal de efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos.

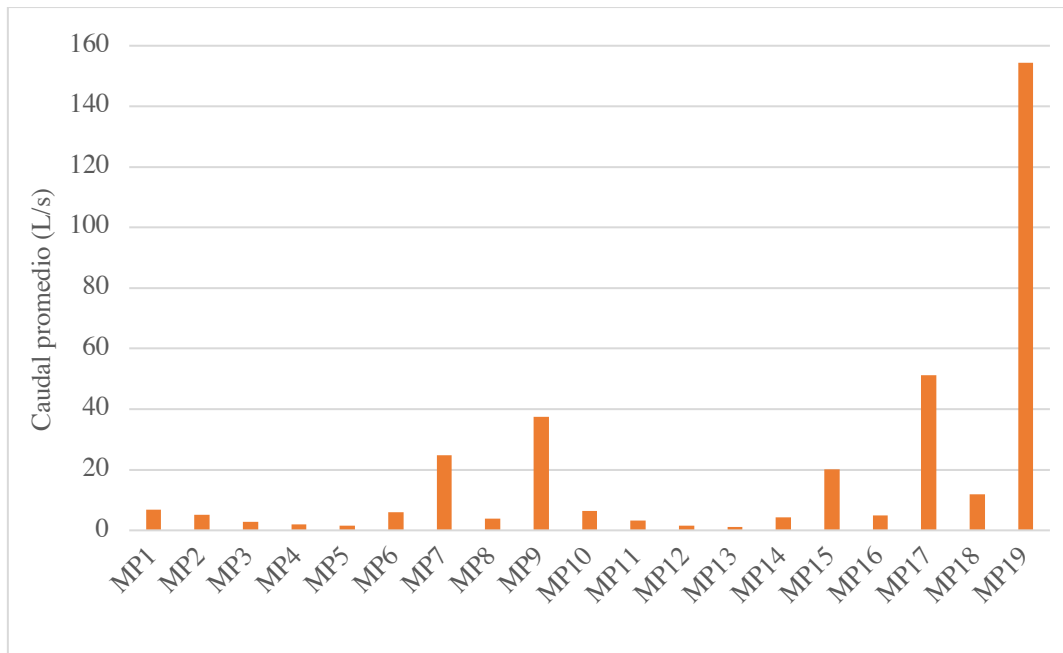


Figura 21. Caudal promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Parámetros de puntos de control. Se presentan resultados por cada variable en los 4 puntos de control del río Zamora que ofrecen una visión de la calidad del río:

Temperatura. Las mayores temperaturas se registraron en el segundo muestreo, siendo C4 el punto con el valor máximo de 19.9 °C. En contraste, C1 mostró la temperatura mínima de 15.9 °C en el tercer muestreo (Figura 22). La temperatura media en el tramo fue de 18 °C, destacando un aumento gradual a medida que avanza la distancia del tramo, desde 16.83°C en C1 hasta 19.47 °C en C4 (Figura 23).

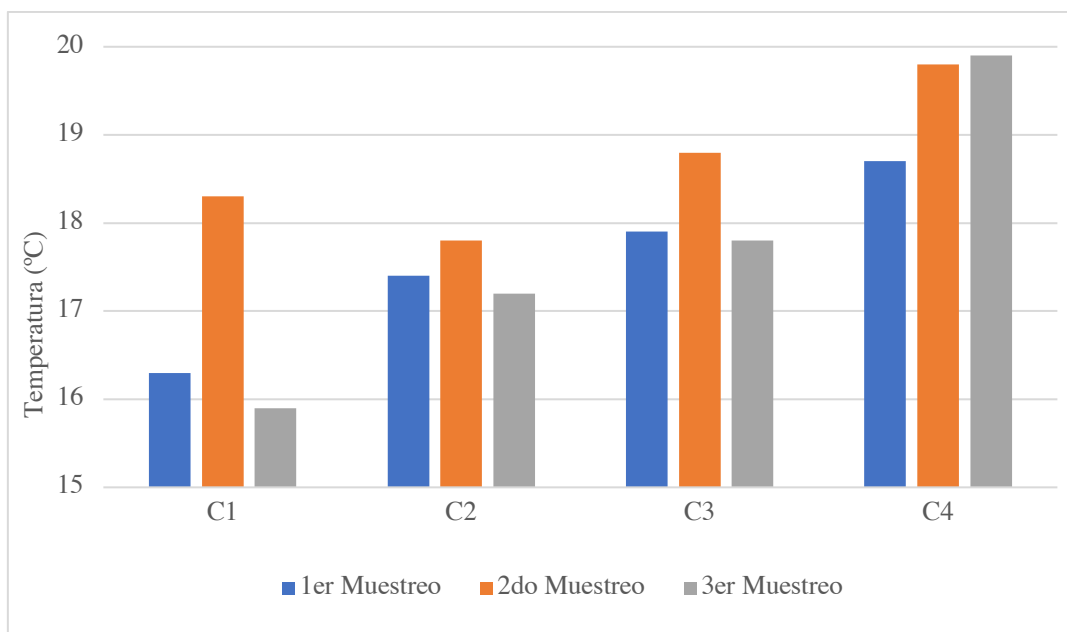


Figura 22. Temperatura de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos

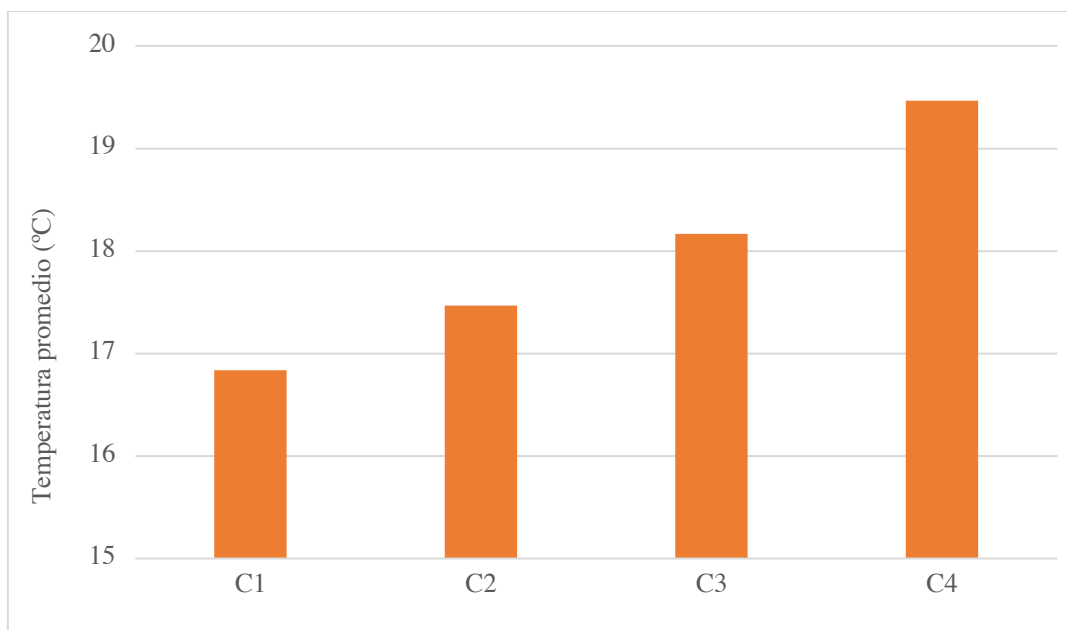


Figura 23. Temperatura promedio de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

OD. En la corriente de agua, los valores medios de OD disminuyen con la distancia, entre C1 y C2 se mantiene cierta estabilidad, decayendo en C3 y C4 (Figura 24). El promedio de OD en el río es de 5.93 mg/L, oscilando entre 4.78 mg/L en C4 y 6.19 mg/L en C1 (Figura 25).

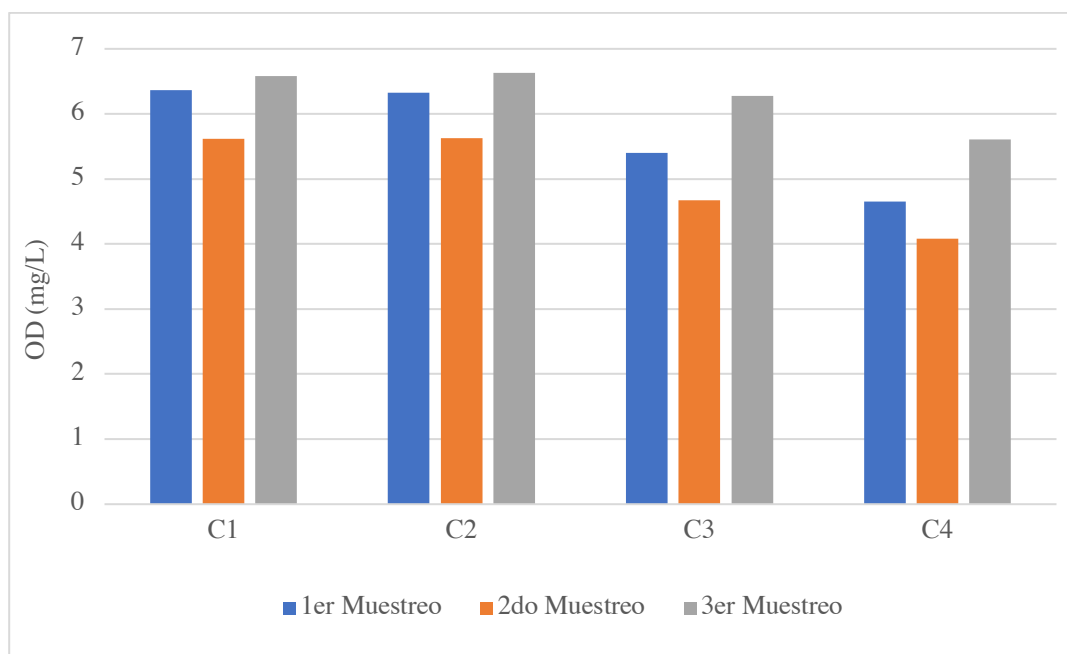


Figura 24. OD de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos

Los estándares de calidad para un cuerpo de agua destinado a fines estéticos indican que el OD no debe descender por debajo del 60% de la saturación de oxígeno. En nuestro tramo de estudio, el 60% de la saturación de oxígeno equivale a 4.42 mg/L, y el OD del río satisface

esta condición. No obstante, al considerar al río como un entorno para la preservación de la vida acuática y silvestre, se establece que el OD no debe ser inferior al 80% de la saturación de oxígeno. En el tramo de estudio, el valor de OD es de 5.90 mg/L, incumpliendo este criterio desde el punto C3 hasta el C4, como se ilustra en la Figura 25.

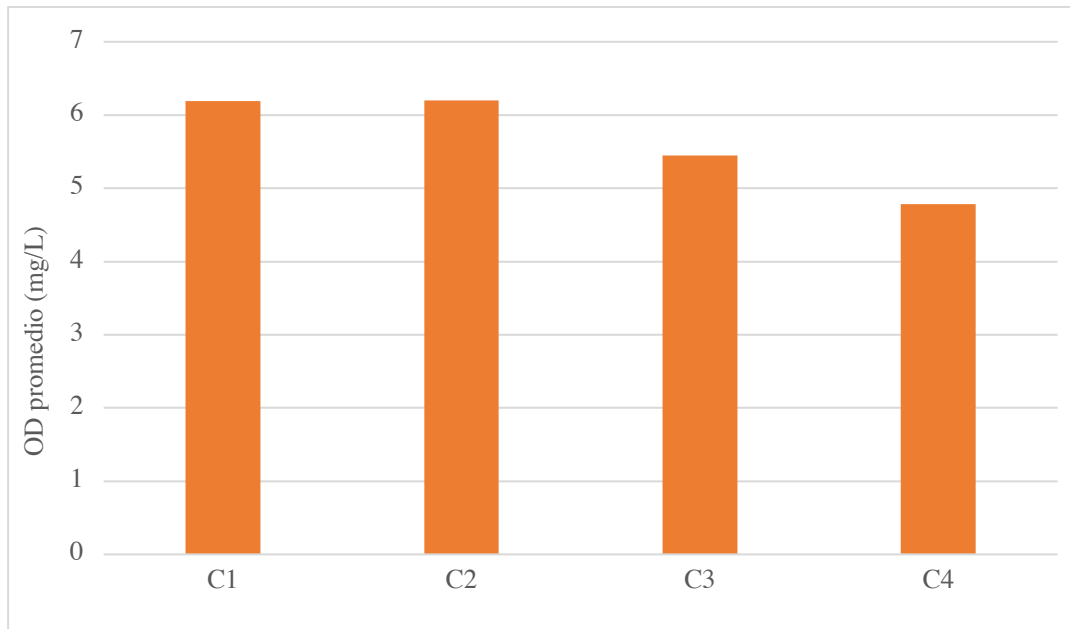


Figura 25. OD promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Conductividad. La conductividad muestra un comportamiento creciente, pasando de 224 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en C1 a 338.33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en C4, con una disminución en C2.

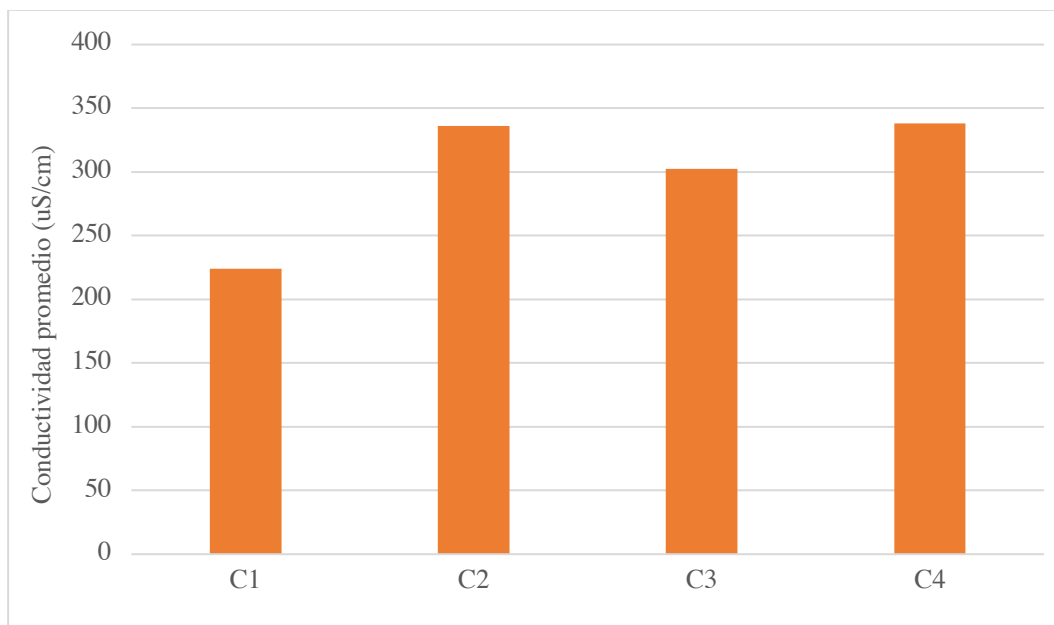


Figura 26. Conductividad promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Salinidad. Los valores promedio de salinidad aumentan de 0 al inicio del tramo hasta 0.1 mg/L en C4, con C2 y C3 registrando niveles promedio de 0.067 mg/L (Figura 27).

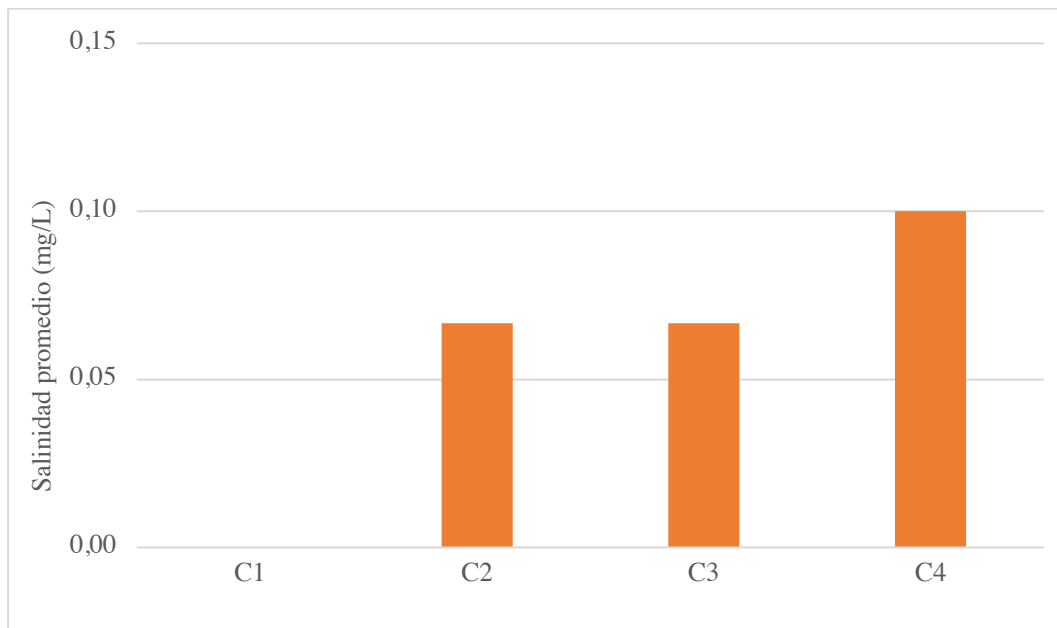


Figura 27. Salinidad promedio de puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

pH. El pH promedio de la corriente de agua es 7.29, con un máximo de 7.63 en C2 y un mínimo de 6.73 en C1 (Figura 28). Cumple con la norma ecuatoriana de pH para la preservación de la vida acuática y silvestre (6.5 a 9).

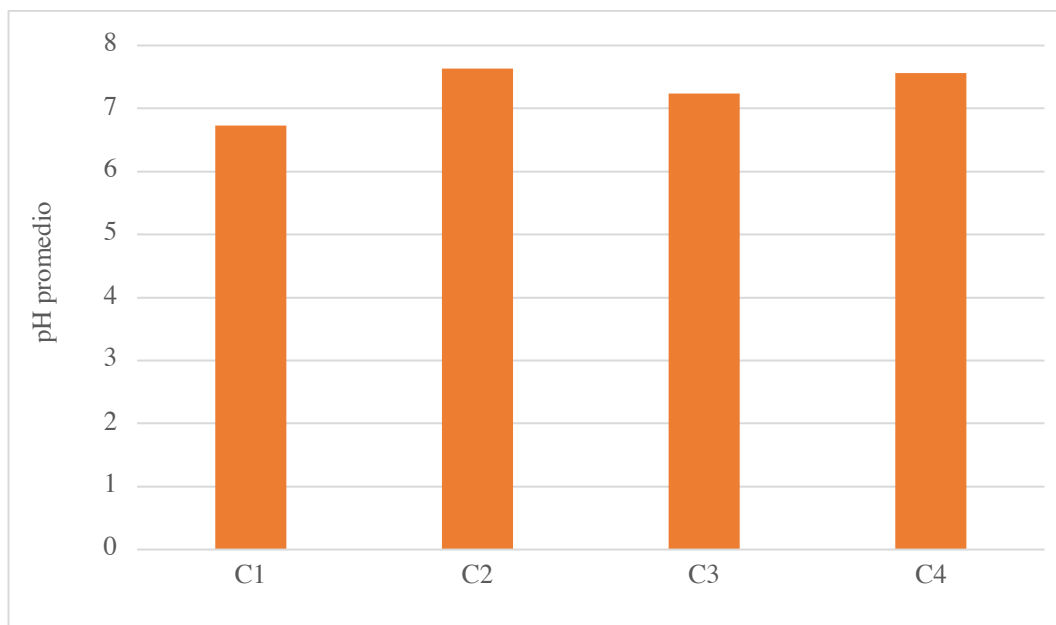


Figura 28. pH promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

DQO y DBO. La Figura 29 muestra la variabilidad en la concentración de DQO, con valores directamente relacionados con los de DBO mostrados en la Figura 30. Se evidencia en

ambas figuras que, en el segundo muestreo se registraron los valores más altos de materia orgánica, donde no presentan mucha variación con el primer muestreo, a diferencia del tercer muestreo que registra una concentración con 46 mg/L inferior al primer muestreo.

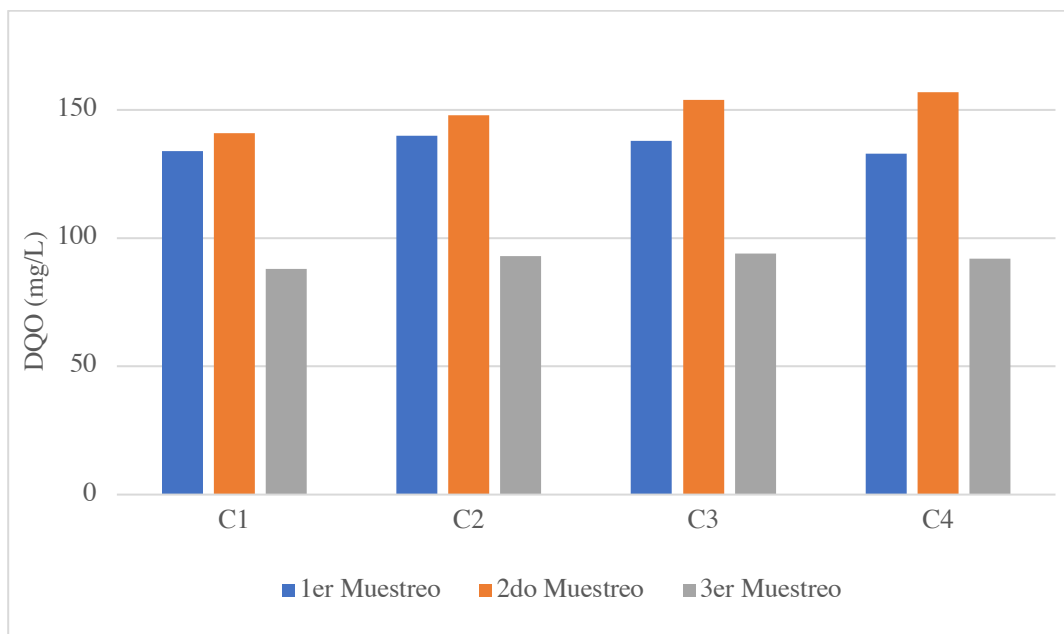


Figura 29. DQO de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos

Con respecto a las normas ecuatorianas, el máximo de DQO es de 40 mg/L para la preservación de la vida acuática y silvestre, ante esto, el tramo del río Zamora no cumple con los LMP, ya que en los puntos de control se registran concentraciones superiores a 88 mg/L. Mientras que, el LMP de DBO₅ es de 20 mg/L, lo que significa que el tramo de estudio no cumple con dicho criterio, pues se registran concentraciones superiores a 56 mg/L.

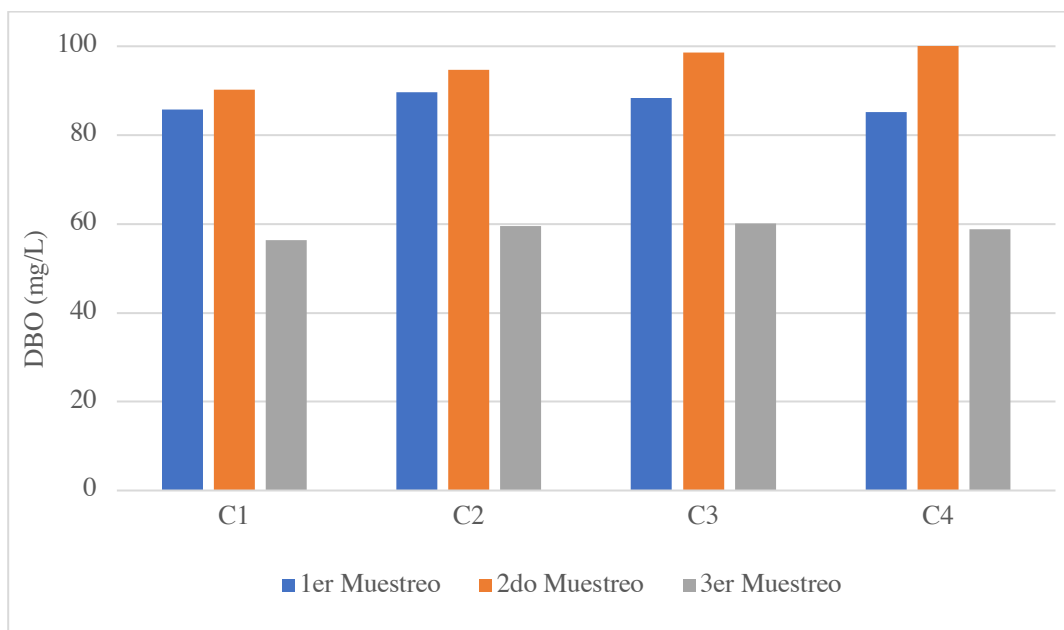


Figura 30. DBO de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos

NH_4^+ . Los valores de amonio oscilan entre 6.7 y 16.5 mg/L, siendo el segundo muestreo el que registra los valores más altos, especialmente en C4 con 16.5 mg/L (Figura 31).

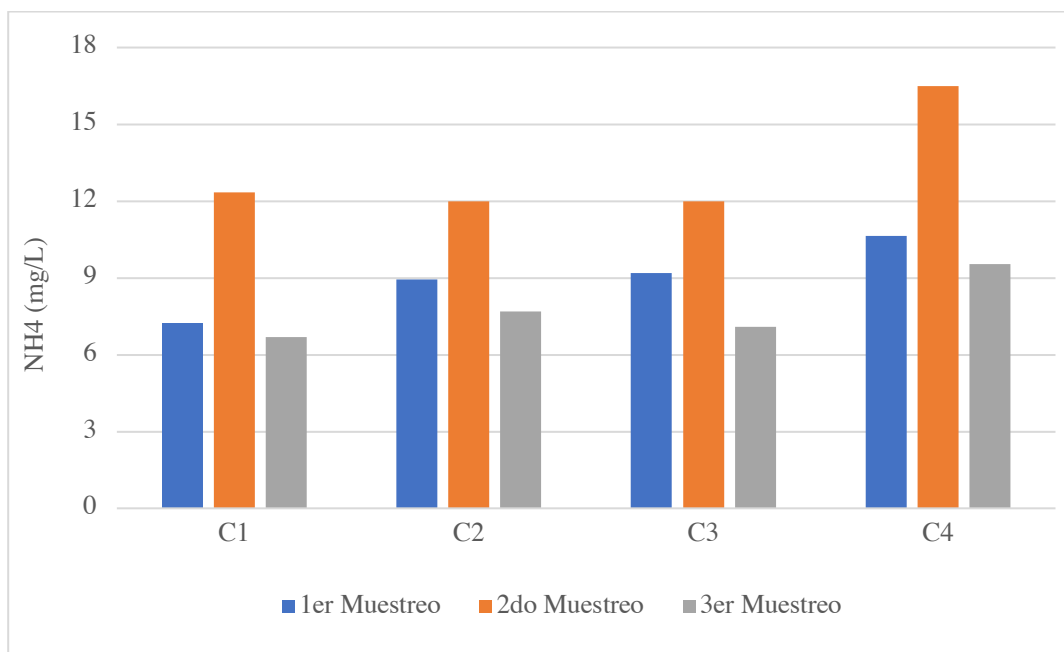


Figura 31. NH_4^+ de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia en los 3 muestreos

En los tres primeros puntos de control, el amonio se mantiene relativamente estable, para aumentar la concentración de amonio en 2.8 mg/L debido algún efluente o agente externo. Además, dado que el promedio de pH y temperatura del río rondan valores de 7.3 y 18 °C, respectivamente; el criterio de calidad del amonio debe ser menor a 6.98 mg/L; criterio que no se cumple ya que el río presenta valores promedios de amonio superiores a 8 mg/L (Figura 32).

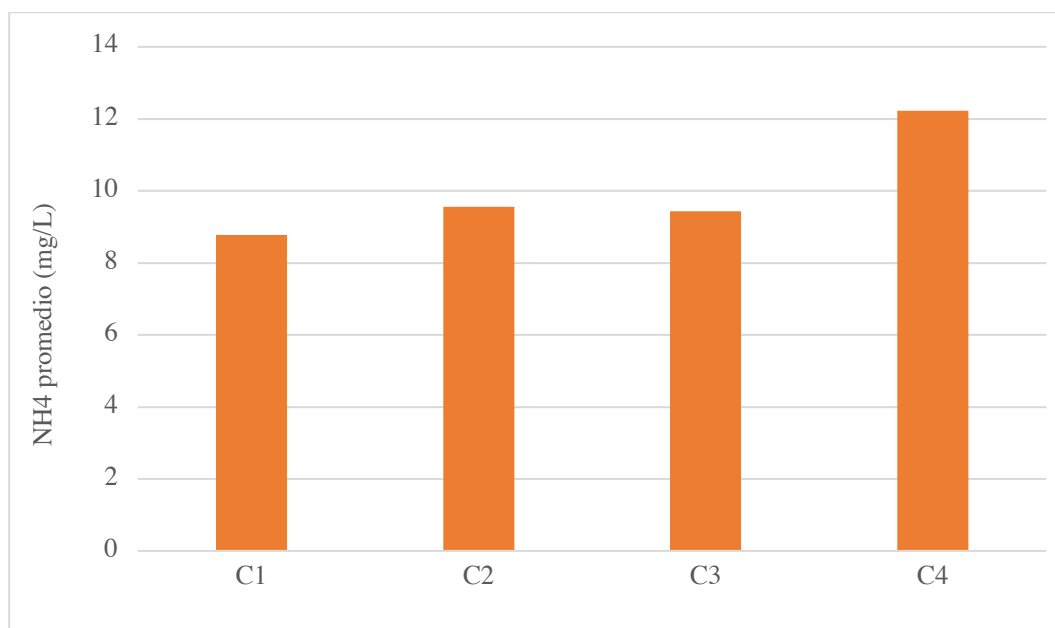


Figura 32. NH_4^+ promedio de los puntos de control del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Turbidez. El agua del río Zamora presenta turbidez visible, con valores promedio que varían entre 40.23 NTU y 64.13 NTU. Se destaca una mayor turbidez en la parte final del tramo de estudio.

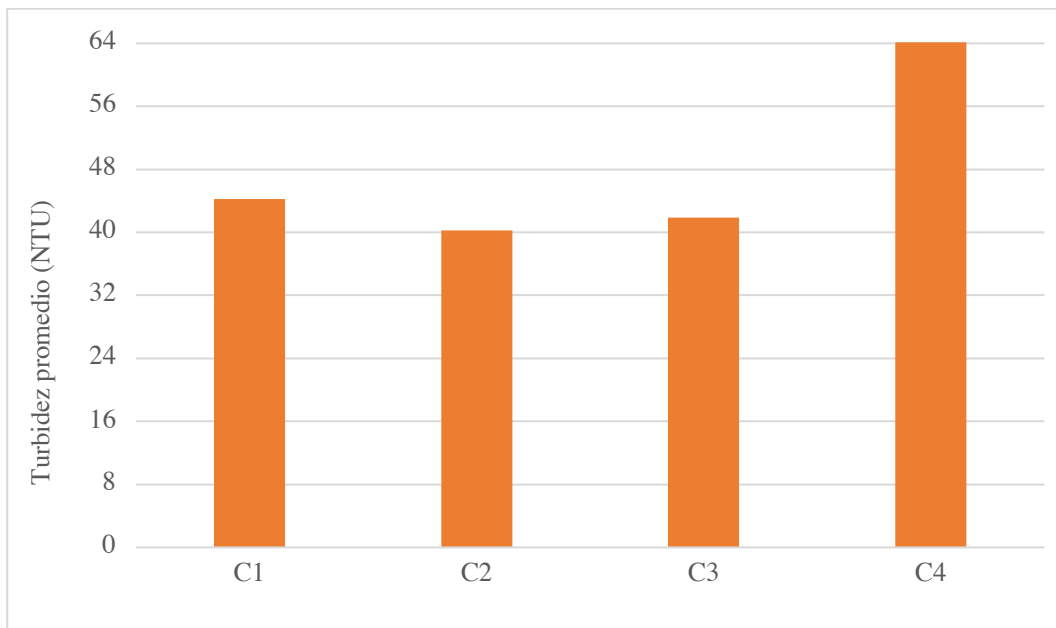


Figura 33. Turbidez promedio de los efluentes del río Zamora, tramo Las Pitas – Sector Florencia

Caudal. El tramo del río Zamora en análisis muestra un caudal promedio inicial de 1096.76 L/s, experimentando un aumento gradual hasta alcanzar 1461.09 L/s en el punto final, como se visualiza en la Figura 34. El caudal promedio calculado mediante la acumulación de vertidos asciende a 1446.18 L/s, presentando una leve discrepancia del 1.02% en comparación con el caudal medido de 1461.09, evidenciando una pérdida promedio de 14.90 L/s.

El aforo del caudal del río proporcionó información valiosa sobre la velocidad y profundidad media del mismo, estimadas en aproximadamente 0.48 m/s y 0.22 m, respectivamente. Estos datos ofrecen una perspectiva más detallada de las características hidrodinámicas del tramo estudiado.

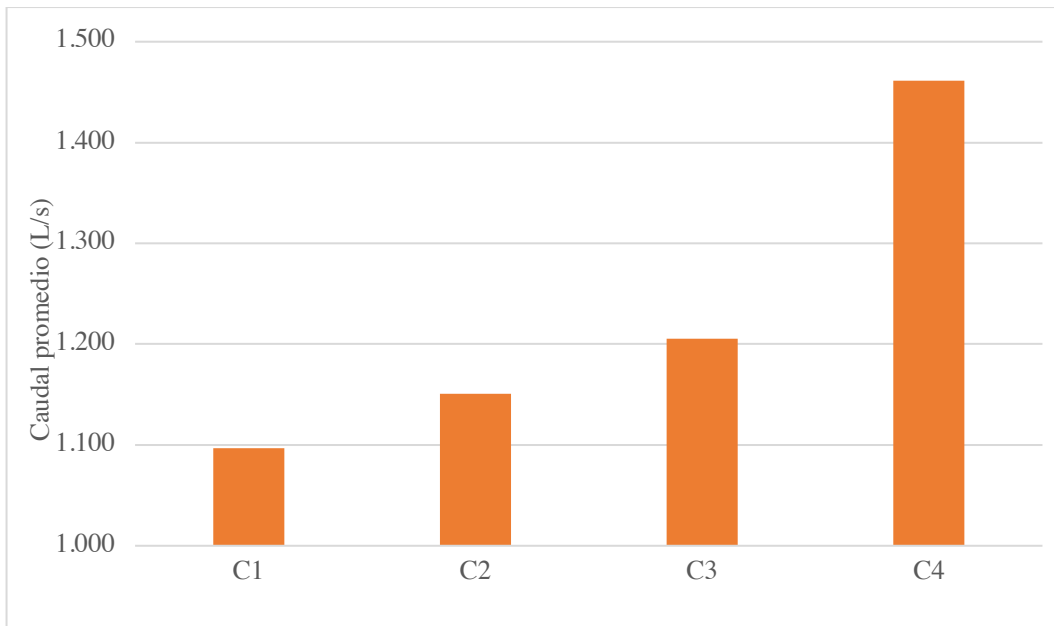


Figura 34. Caudal promedio de los puntos de del río Zamora, tramo Las Pitás – Sector Florencia.

6.1.3. Carga contaminante de sitios de muestreo

En esta sección se presenta el análisis del porcentaje de carga contaminante de DBO y amonio, así como su variación a lo largo de los muestreos.

La Figura 35 exhibe el porcentaje de carga contaminante de DBO en cada punto de muestreo. Se observa que los vertidos MP1, MP2, MP6, MP10 son los principales contribuyentes de este contaminante en el río con aportaciones mayores al 2%.

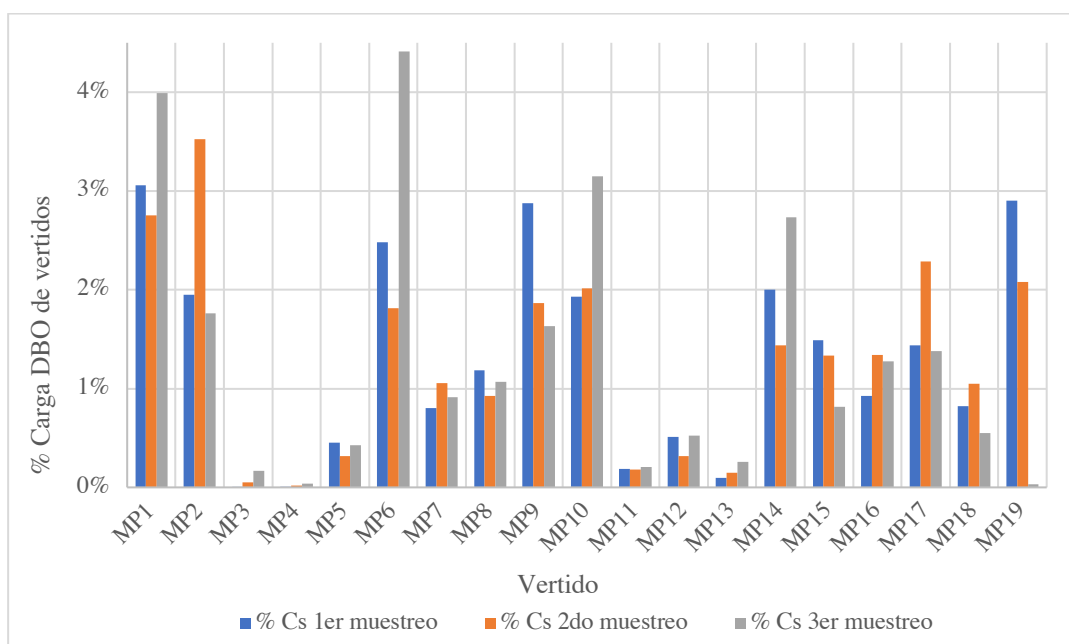


Figura 35. Porcentaje de carga contaminante DBO de vertidos.

En la Figura 36 se muestra la variación de la carga contaminante entre los diferentes muestreos. La mayoría de los vertidos presentan una variación inferior al 1%, con excepción de MP1, MP2, MP6, MP10, MP14 y MP19, que muestran una variación más significativa entre el segundo y tercer muestreo. Se destaca una tendencia de estabilidad relativa entre los muestreos, probablemente debido a las condiciones específicas de cada periodo de muestreo.

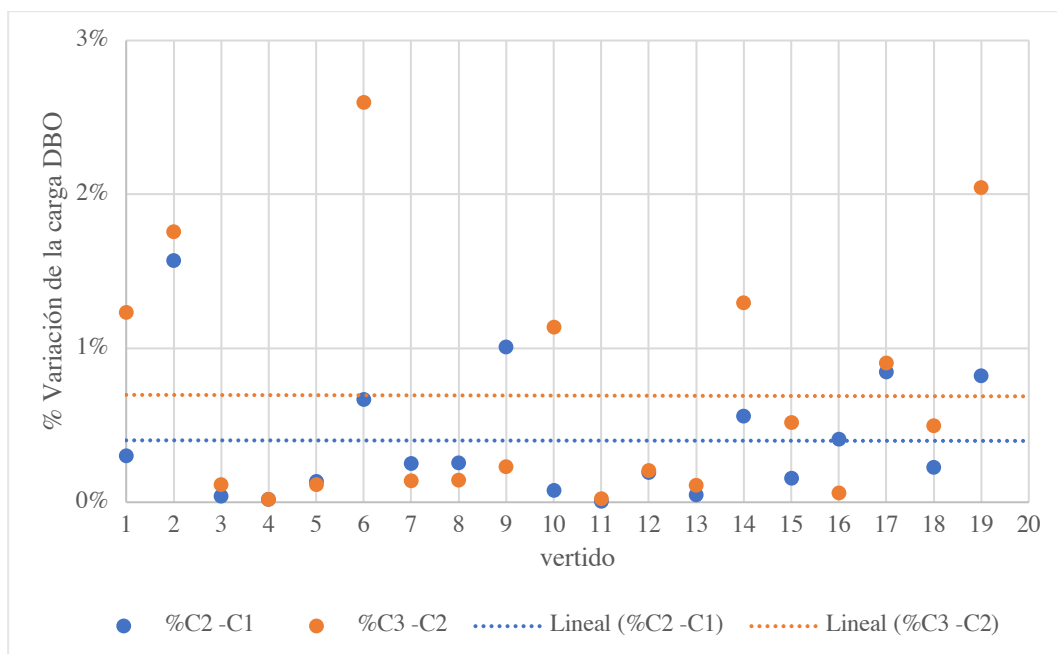


Figura 36. Porcentaje de variación de la carga contaminante de DBO de vertidos

Por otro lado, en la Figura 37 se evidencia que el punto MP19, correspondiente a la PTAR-Loja, contribuye con el mayor porcentaje de carga contaminante de amonio, con un promedio del 24.64%. En contraste, los demás vertidos presentan aportes inferiores al 5%.

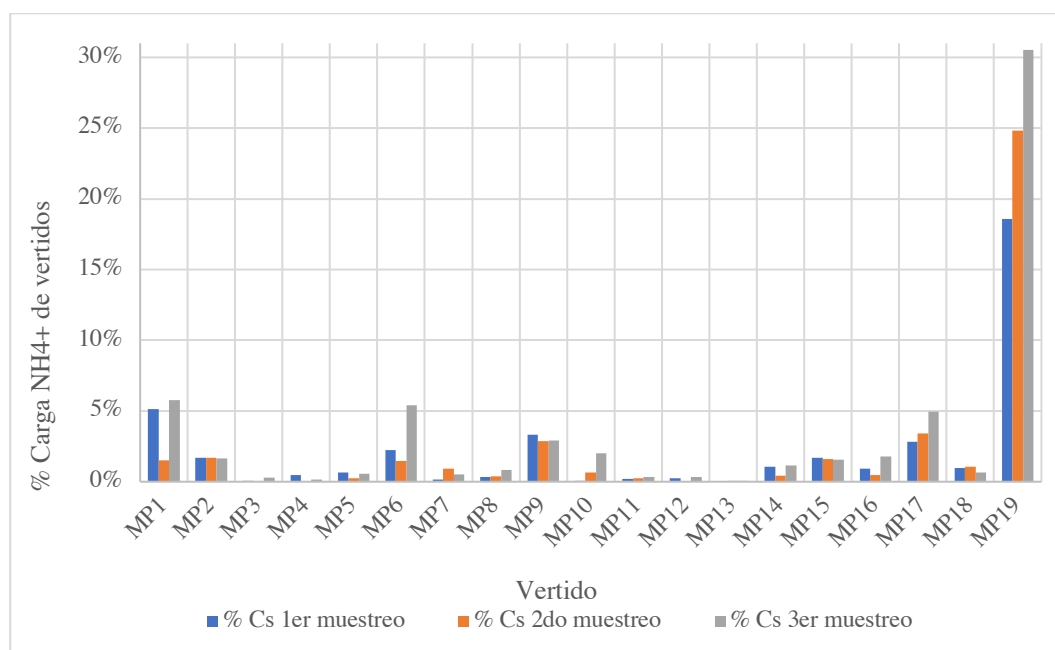


Figura 37. Porcentaje de carga contaminante NH_4^+ de vertidos.

En cuanto a la variación de la carga de amonio, la Figura 38 muestra una tendencia relativamente creciente, con variaciones inferiores al 1% en la mayoría de los vertidos. Sin embargo, se observan variaciones superiores al 3% en los vertidos MP1, MP6 y MP19.

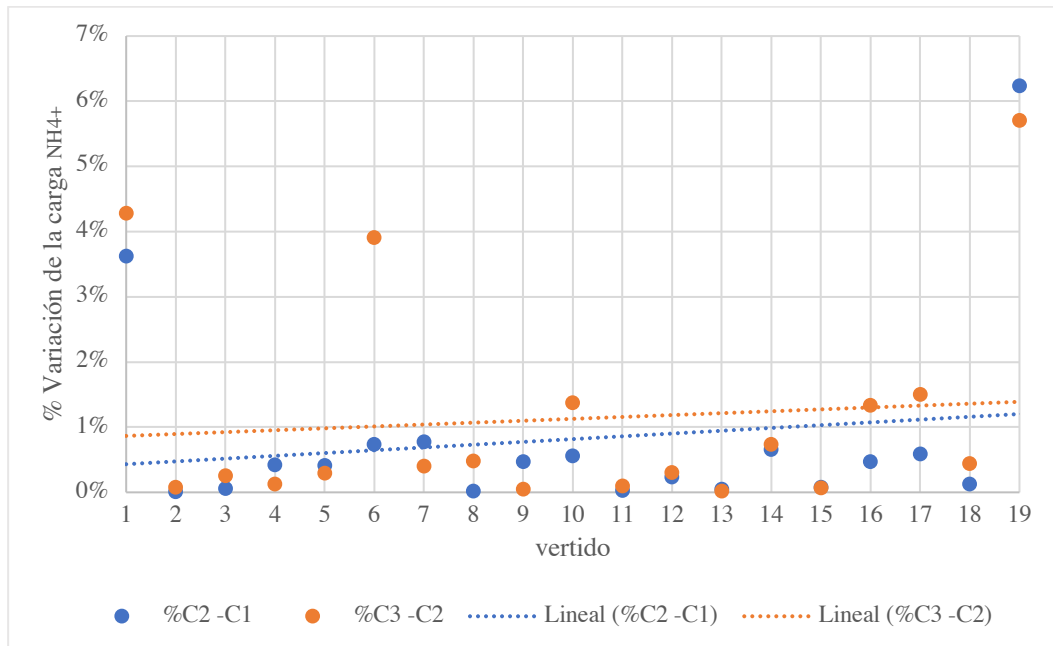


Figura 38. Porcentaje de variación de la carga contaminante de NH_4^+ de vertidos

6.2. Resultados del segundo objetivo

En esta sección, se exponen los resultados derivados del modelado matemático, abordando aspectos como la segmentación del río, las condiciones iniciales específicas para cada subtramo y la solución de las ecuaciones correspondientes a los parámetros OD (O_2), DBO (L) y NH_4^+ .

6.2.1. Segmentación del tramo de estudio del río Zamora

El tramo de estudio del río Zamora fue dividido en un conjunto de 24 subtramos, siguiendo los criterios descritos en la metodología. Cada uno de estos subtramos exhibe características relativamente estables, lo que simplifica el proceso de modelación. En la Figura 39 se representa el esquema utilizado para el modelo, mostrando las distancias definidas para cada subtramo.

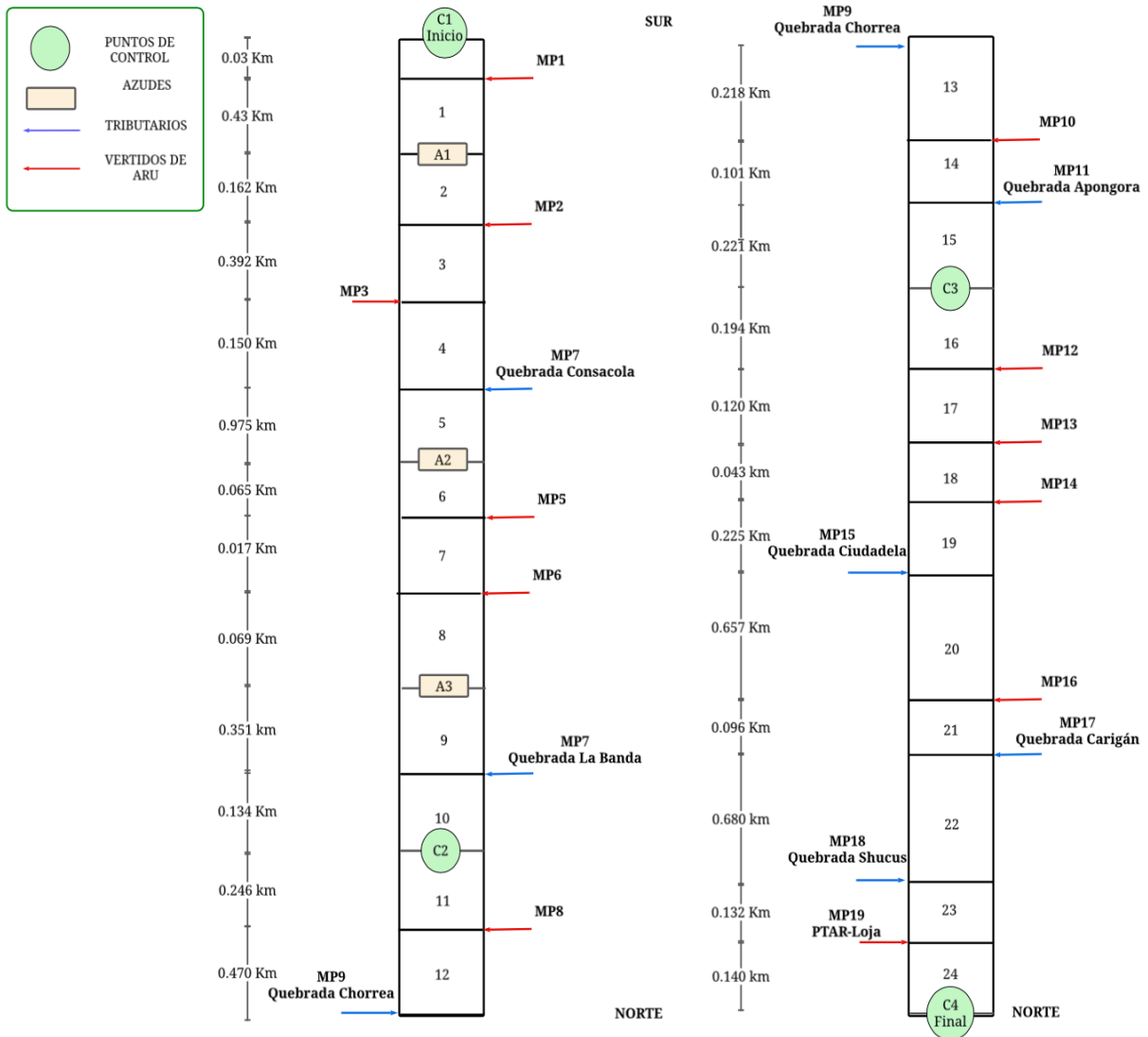


Figura 39. Esquematización del modelo.

6.2.2. Condiciones iniciales de cada subtramo

Los resultados derivados del balance de masas para calcular las condiciones iniciales de cada tramo están detallados en la Tabla 15. Estas condiciones revisten importancia, ya que a partir de ellas se logró la resolución de las ecuaciones de transporte.

Tabla 15. Condiciones iniciales de cada subtramo

Sub-tramo	Condiciones de contorno			
	T (°C)	O ₂ (mg/l)	DBO (mg/l)	NH ₄ (mg/l)
1	16.844	6.152	79.969	9.095
2	16.844	6.836	79.948	9.093
3	16.854	6.729	81.875	9.252
4	16.859	6.477	81.743	9.237
5	16.863	6.377	81.683	9.247
6	16.863	6.710	81.205	9.211
7	16.866	6.667	81.504	9.251
8	16.882	6.641	83.788	9.507
9	16.882	6.872	83.758	9.505
10	16.888	6.634	82.754	9.432
11	16.888	6.555	82.696	9.428
12	16.893	6.386	83.497	9.468
13	16.910	6.162	81.537	9.174
14	16.919	6.014	83.380	9.242
15	16.919	5.949	83.165	9.216
16	16.919	5.798	83.049	9.208
17	16.924	5.662	83.329	9.219
18	16.927	5.591	83.412	9.215
19	16.940	5.565	85.197	9.291
20	16.965	5.479	84.045	9.137
21	16.974	5.023	84.726	9.206
22	17.066	5.098	83.108	8.868
23	17.083	4.623	82.031	8.769
24	17.366	4.644	80.695	11.779

Los valores de profundidad y velocidad de cada subtramo entre puntos de control se consideraron constantes, es decir, desde C1 a C2 existieron las mismas condiciones y así sucesivamente con los demás puntos de control. De esta forma, en la Tabla 16 se muestran los parámetros de velocidad y profundidad utilizados en cada subtramo para el desarrollo del modelo.

Tabla 16. Parámetros fijos de cada subtramo

Subtramos	Velocidad (m/s)	Profundidad (m)
Subtramo 1 a 9	0.44	0.21
Subtramo 10 a 14	0.47	0.22
Subtramo 15 a 24	0.51	0.23

6.2.3. Constantes cinéticas

Las constantes cinéticas k_1 , k_s , k_2 y k_{sn} fueron calculadas para cada subtramo, mientras que la constante de nitrificación fue determinada por bibliografía (Tabla 17).

Tabla 17. Constantes cinéticas obtenidas para cada subtramo antes de calibración.

Sub-tramo	k_1 (d ⁻¹)	k_s (d ⁻¹)	k_n (d ⁻¹)	k_{sn} (d ⁻¹)	k_2 (d ⁻¹)
1	0.094	-3.740	0.141	-0.641	0.159
2	0.094	-3.739	0.141	-0.641	0.159
3	0.094	-3.831	0.141	-0.652	0.159
4	0.094	-3.825	0.141	-0.651	0.159
5	0.094	-3.823	0.141	-0.652	0.159
6	0.094	-3.801	0.141	-0.649	0.159
7	0.094	-3.816	0.141	-0.652	0.159
8	0.094	-3.925	0.141	-0.670	0.159
9	0.094	-3.924	0.141	-0.670	0.159
10	0.094	-3.878	0.141	-0.665	0.159
11	0.094	-3.875	0.141	-0.665	0.159
12	0.092	-3.844	0.141	-0.668	0.179
13	0.092	-3.756	0.141	-0.647	0.179
14	0.092	-3.843	0.141	-0.652	0.179
15	0.092	-3.833	0.141	-0.650	0.179
16	0.092	-3.828	0.141	-0.649	0.179
17	0.089	-3.729	0.141	-0.650	0.216
18	0.090	-3.733	0.141	-0.650	0.216
19	0.090	-3.815	0.141	-0.655	0.216
20	0.090	-3.768	0.141	-0.644	0.216
21	0.090	-3.800	0.141	-0.649	0.216
22	0.090	-3.743	0.141	-0.625	0.217
23	0.090	-3.697	0.141	-0.618	0.265
24	0.091	-3.685	0.141	-0.830	0.265

6.2.4. Modelamiento de Materia Orgánica Biodegradable (L) en el tramo del río Zamora.

Durante la implementación del modelo, se logró simular la variable de calidad del agua [L] a lo largo de todo el tramo del río Zamora, como se muestra en la Figura 40. La dinámica de [L] exhibe variaciones a lo largo del tramo, siendo predominantemente ascendente debido a la aportación de la carga contaminante proveniente de los vertidos.

La figura revela que las contribuciones de las quebradas ayudan a reducir la concentración de [L], evitando aumentos significativos a pesar de los picos generados por los vertidos de ARU de MP1, MP3, MP6, MP14 y MP16. Se destaca que, aunque [L] alcanza su valor máximo de 85.2 mg/l a los 4.88 km del recorrido, el aumento neto es de 3.15 mg/L. Esto se debe a que la concentración aumenta gradualmente de 77.43 mg/l a 80.58 mg/l.

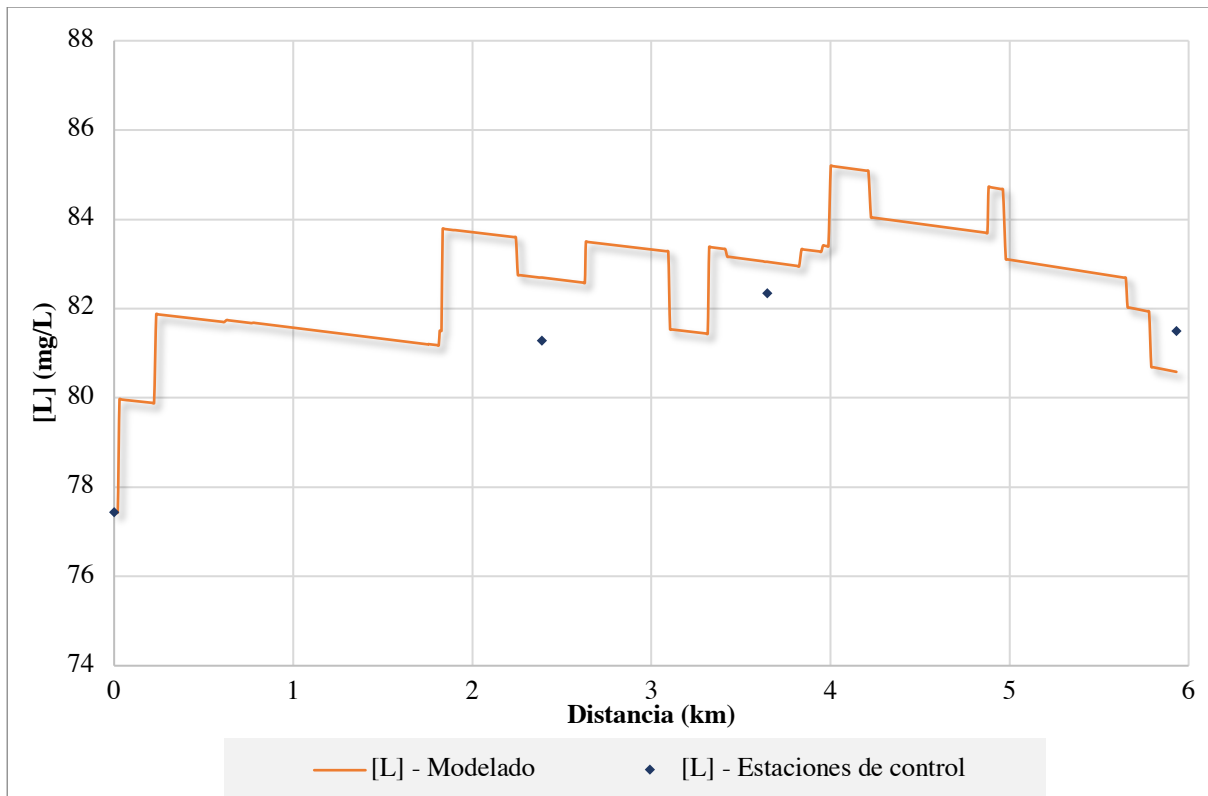


Figura 40. Modelación de DBO del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia.

En relación con los valores registrados en los puntos de control, la simulación presenta una sobreestimación de los resultados observados en campo. La Tabla 18 refleja el cálculo del Error Relativo de la Media Cuadrática (RRE) para el modelo, el cual alcanzó un 14.46%.

Tabla 18. Error porcentual del modelo de DBO sin calibrar.

Punto	Observado	Modelado	RRE (%)
C2	81.49	82.70	
C3	82.35	83.05	14.46
C4	80.85	80.58	

6.2.5. Modelamiento de Nitrógeno amoniacal (NH_4) en el tramo del río Zamora.

El comportamiento simulado del amonio, como se observa en la Figura 41 se exhiben variaciones, siendo predominantemente ascendente con un aumento neto de 3.01 mg/L NH_4 . Se destaca que el impacto más significativo ocurre a los 5.79 km, originado en el colector de la PTAR-Loja, generando un aumento considerable en los niveles de amonio en el río. Por otro lado, las quebradas Chorrera, Ciudadela y Carigán son los efluentes que contribuyen de manera más notable a la disminución de los niveles de amonio en el río.

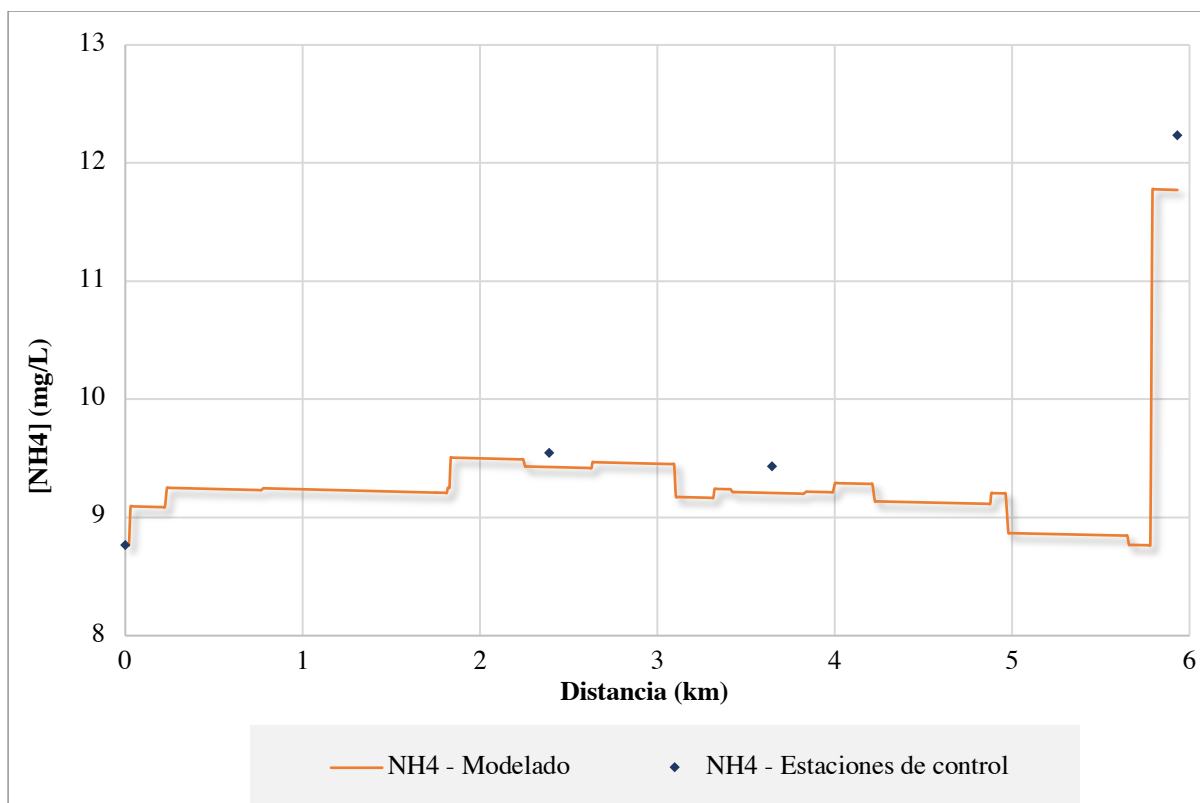


Figura 41. Modelación de NH_4^+ del río Zamora, tramo Las Pitás - Sector Florencia

La modelación presenta una subestimación con respecto a los valores observados en campo. La Tabla 19 exhibe el cálculo del RRE para el modelo, arrojando un valor del 7.61%.

Tabla 19. Error porcentual del modelo de NH_4 sin calibrar

Punto	Observado	Modelado	RRE (%)
C2	9.55	9.43	
C3	9.43	9.21	7.61
C4	12.23	11.77	

6.2.6. Modelamiento de Oxígeno Disuelto (OD) en el tramo del río Zamora.

El oxígeno (O_2) simulado exhibe un patrón decreciente, como se observa en la Figura 42, a medida que se extiende el perfil longitudinal del tramo. El déficit de oxígeno aumenta progresivamente, alcanzando un valor máximo de 3 mg/L. Inicialmente, la concentración de O_2 parte de 6.18 mg/l y disminuye gradualmente hasta llegar a un mínimo de 4.50 mg/l a los 5.78 km. Es relevante señalar que, a distancias de 0.8 km, 1.75 km y 1.9 km de recorrido, se aprecia notoriamente una recuperación del oxígeno disuelto debido a la presencia de azudes.

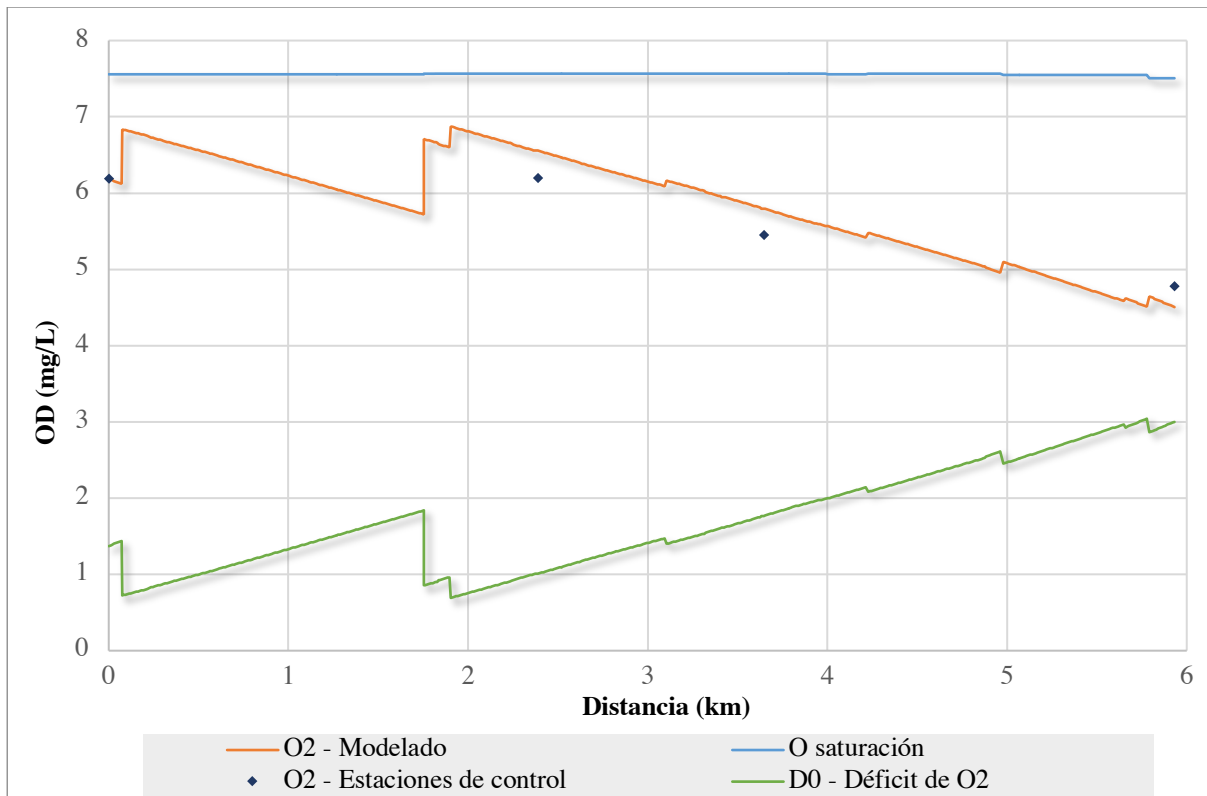


Figura 42. Modelación de OD del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia

La modelación sobreestima la concentración de O₂ en el río. En la Tabla 20, se muestra el valor obtenido del cálculo del RRE para el modelo, el cual fue de 19.5%.

Tabla 20. Error porcentual del modelo de OD sin calibrar

Punto	Observado	Modelado	RRE (%)
C2	6.20	6.55	
C3	5.45	5.80	19.50
C4	4.76	4.50	

6.3. Calibración del modelo

En esta sección se presentan los resultados del ajuste del modelo desarrollado a los datos observados, junto con el error obtenido durante este proceso. Además, se exhiben los resultados del análisis de sensibilidad.

6.3.1. Ajuste de parámetros del modelo

Para calibrar el modelo, se ajustaron las constantes k_1 , k_n y k_2 mediante prueba y error, mientras que k_s y k_{sn} fueron calculadas. Durante el tramo del 1 al 10, se observó un ajuste a valores mayores de k_1 , mientras que del tramo 11 al 24 se optó por valores inferiores. Por otro

lado, el valor de k_n se redujo de 0.141 a 0.04 y 0.03 en todo el tramo. Además, se aumentó el valor de k_s en la parte final del tramo, como se detalla en la Tabla 21.

Tabla 21. Constantes cinéticas del modelo después de calibración

Sub-tramo	k_1 (d ⁻¹)	k_s (mg/L d ⁻¹)	k_n (d ⁻¹)	k_{sn} (mg/L d ⁻¹)	k_2 (d ⁻¹)
1	0.109	-4.358	0.040	-0.182	0.160
2	0.109	-4.356	0.040	-0.182	0.160
3	0.109	-4.460	0.040	-0.185	0.160
4	0.109	-4.448	0.040	-0.185	0.160
5	0.109	-4.443	0.040	-0.185	0.160
6	0.109	-4.402	0.040	-0.185	0.160
7	0.109	-4.417	0.040	-0.186	0.160
8	0.109	-4.541	0.040	-0.191	0.160
9	0.109	-4.539	0.040	-0.191	0.160
10	0.109	-4.479	0.040	-0.190	0.160
11	0.090	-3.694	0.030	-0.142	0.180
12	0.090	-3.730	0.030	-0.143	0.180
13	0.090	-3.642	0.030	-0.139	0.180
14	0.090	-3.726	0.030	-0.140	0.180
15	0.090	-3.716	0.030	-0.140	0.180
16	0.085	-3.505	0.030	-0.140	0.350
17	0.085	-3.517	0.030	-0.140	0.350
18	0.085	-3.521	0.030	-0.140	0.350
19	0.085	-3.597	0.030	-0.141	0.350
20	0.085	-3.549	0.030	-0.139	0.350
21	0.085	-3.580	0.030	-0.140	0.350
22	0.085	-3.512	0.030	-0.135	0.350
23	0.085	-3.470	0.030	-0.134	0.350
24	0.085	-3.417	0.030	-0.179	0.350

Una vez ajustadas las constantes se evaluó la bondad del error relativo de la media cuadrática (RRE) y se simuló el modelo calibrado.

6.3.2. Modelo calibrado de materia orgánica

El error final del modelo de materia orgánica (MO) fue del 8.19%, como se detalla en la Tabla 22. Es importante destacar que, mediante el ajuste de las constantes, se logró una mayor precisión en los valores para C3 y C4. Sin embargo, en el caso de C2 el valor modelado muestra una discrepancia más pronunciada con respecto a la realidad en comparación con el valor obtenido antes de la calibración. A pesar de esta discrepancia, el error total se redujo en un 6.2%, lo que sugiere una mejora general en la precisión del modelo.

Tabla 22. Porcentaje de error del modelo de DBO después de la calibración

Punto	Observado	Modelado		RRE (%)
		Antes de calibrar	Calibrado	
C2	81.28	82.70	82.08	8.19
C3	82.35	83.05	82.46	
C4	80.85	80.58	80.32	

En la Figura 43 se representa el modelo calibrado para la MO, donde se aprecia un ajuste mejorado, con un pico máximo de 84.63 mg/L a los 4 km.

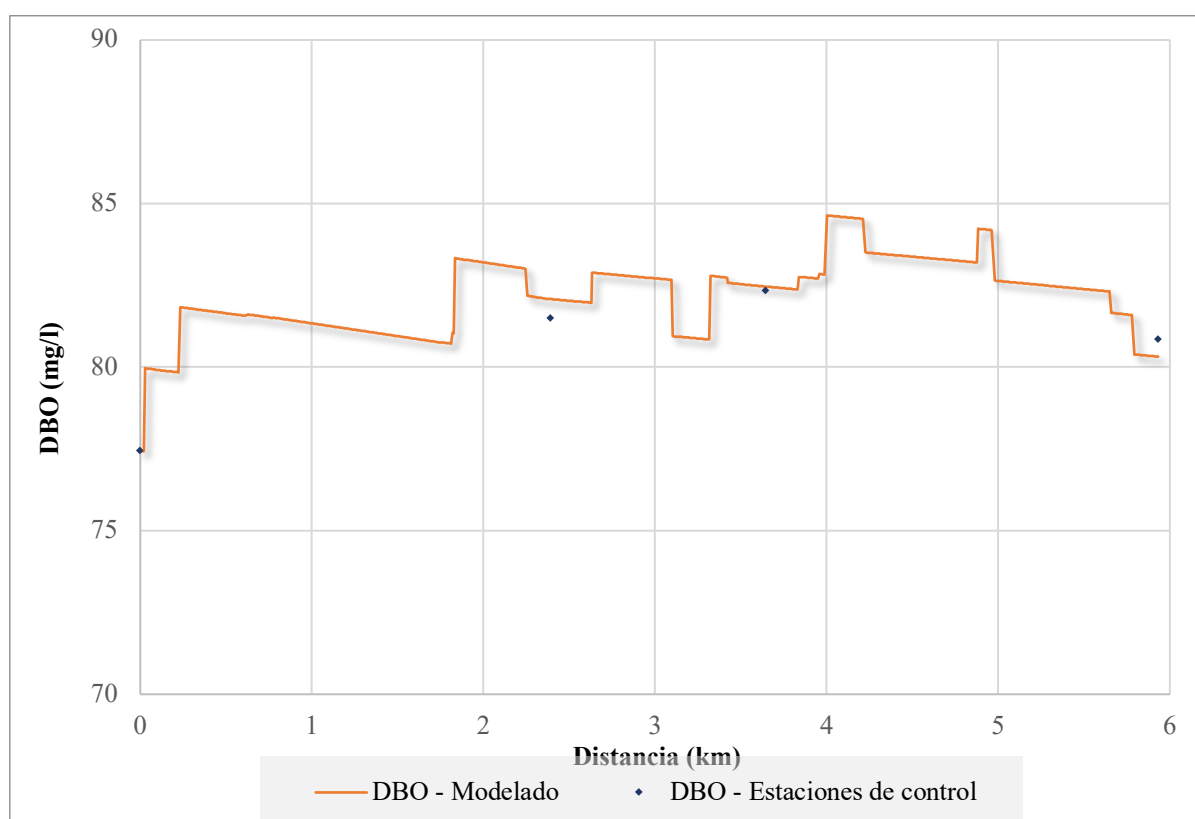


Figura 43. Modelo calibrado de DBO del río Zamora, tramo Las Pitás - Sector Florencia

6.3.3. Modelo calibrado de NH_4^+

Tras la calibración del modelo, se observó una reducción del error de 7.61% antes de la calibración a un 5.21% después de la misma. Esta mejora se refleja en el aumento de concentración que experimenta C2, C3 y C4 (Tabla 23).

Tabla 23. Porcentaje de error del modelo de NH_4^+ después de la calibración.

Punto	Observado	Modelado		RRE (%)
		Antes de calibrar	Calibrado	
C2	9.55	9.43	9.49	5.21
C3	9.43	9.21	9.30	
C4	12.23	11.77	11.90	

En la Figura 44 se muestra la concentración ajustada de amonio a lo largo del tramo utilizando el modelo calibrado, el cual arrojó una concentración final de 11.90 mg/L a los 5.9 km.

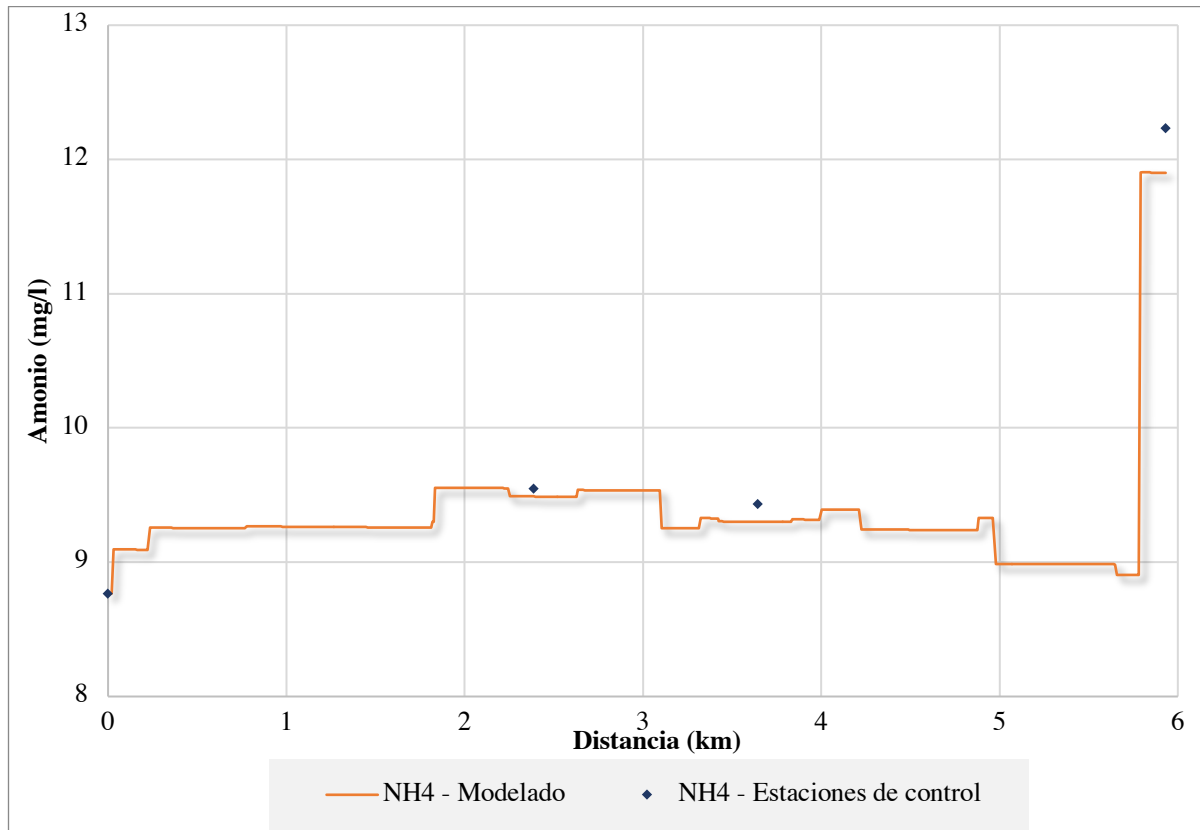


Figura 44. Modelo calibrado de NH₄ del río Zamora, tramo Las Pitas - Sector Florencia.

6.3.4. Modelo calibrado de [O₂]

El modelo de concentración de oxígeno disuelto ([O₂]) experimentó el mayor cambio en la concentración después de la calibración en comparación con los otros modelos. Inicialmente, presentaba un error del 20.11%, el cual disminuyó significativamente hasta alcanzar un 4.51% después de la calibración.

Tabla 24. Porcentaje de error del modelo de OD después de la calibración

Punto	Observado	Modelado		RRE (%)
		Antes de calibrar	Calibrado	
C2	6.20	6.55	6.13	4.51
C3	5.45	5.80	5.56	
C4	4.76	4.50	4.79	

En la Figura 45 se evidencia un mayor ajuste de las concentraciones de [O₂] modeladas respecto a las medidas en campo, con un mínimo de 4.75 mg/L a los 5.78 km.

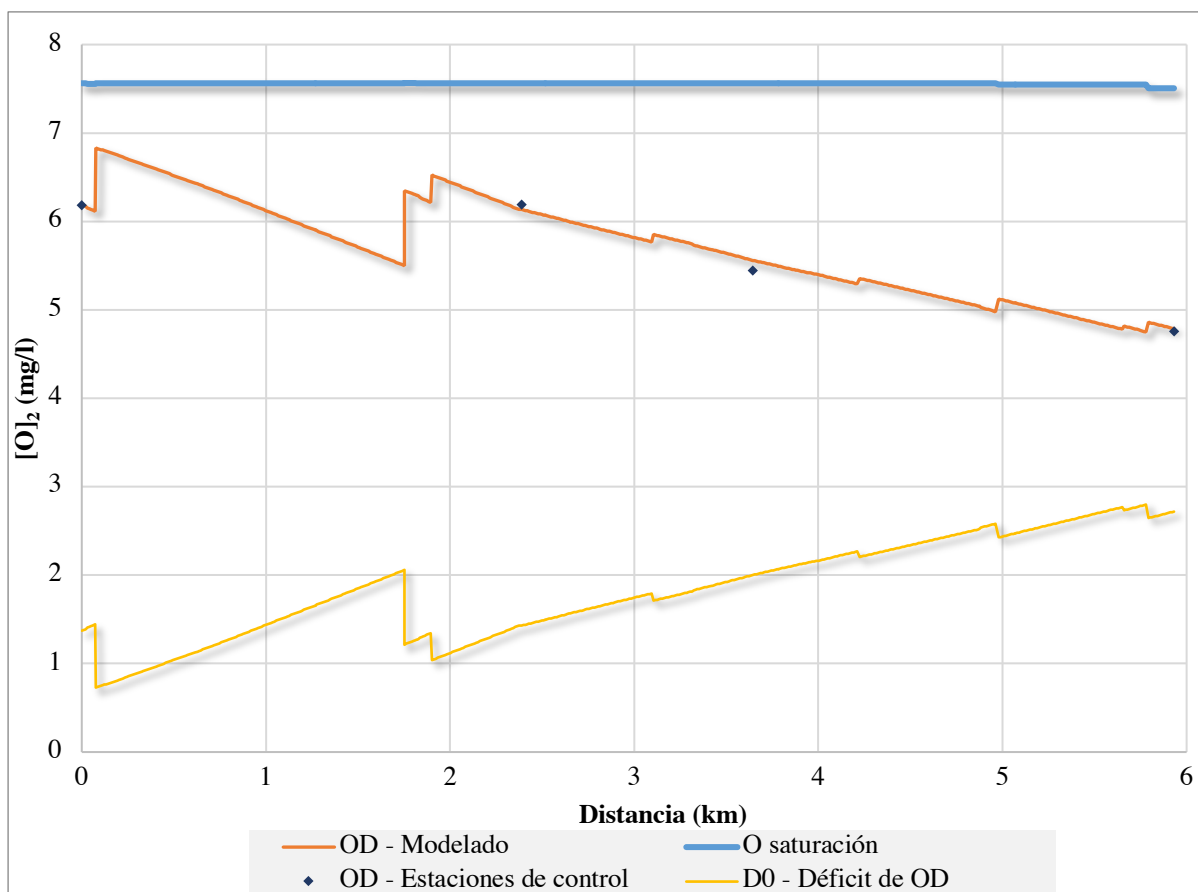


Figura 45. Modelo calibrado de OD del río Zamora, tramo Las Pitás - Sector Florencia

6.3.5. Análisis de sensibilidad

En la Tabla 20 se exponen los resultados del análisis de sensibilidad para las constantes calibradas, revelando que la constante de semisaturación de la materia orgánica (k_s) es la más influyente en el modelo de $[O_2]$, con una variación del 0.432% y 0.3019%, seguida por k_1 , en la cual depende. Por otro lado, k_{sn} y k_2 mostraron ser menos sensibles o con menor impacto en el modelo.

Tabla 25. Resultados del análisis de sensibilidad

% Variación			
$k_1 +10\%$	0.2617%	$k_1 -10\%$	0.2617%
$k_s +10\%$	0.4320%	$k_s -10\%$	0.3019%
$k_n +10\%$	0.0162%	$k_n -10\%$	0.0162%
$k_{sn} +10\%$	0.0046%	$k_{sn} -10\%$	0.0005%
$k_2 +10\%$	0.0046%	$k_2 -10\%$	0.0046%

7. Discusión

El análisis realizado a través del monitoreo y modelado en esta investigación evidencia la notable influencia que tienen las descargas de aguas residuales urbanas (ARU) en la calidad del agua del tramo del río Zamora comprendido entre Las Pitas y el Sector Florencia. Estas contribuciones se reflejan de manera consistente en la reducción del OD y el aumento de la carga de materia orgánica, conductividad, temperatura, salinidad y NH_4^+ . Según Ji (2008), la degradación de los ríos urbanos suele asociarse con la entrada de ARU no tratadas, que transportan cargas significativas de contaminantes como DBO, NH_4^+ y metales, entre otros. Estos compuestos, al ingresar al cuerpo de agua, funcionan como sumideros de OD durante los procesos de descomposición y oxidación de la materia orgánica carbonácea y nitrogenada, lo que genera desequilibrios en los ecosistemas acuáticos y afecta su capacidad natural de autodepuración.

En el tramo analizado del río Zamora, se han identificado un total de 12 vertidos de ARU que ejercen una influencia significativa en la carga contaminante del curso de agua, además de 7 quebradas que también inciden en la calidad del río. Es relevante destacar que 10 de estos vertidos provienen de la zona occidental de la ciudad de Loja. Además, las quebradas ubicadas en esta región, como Consacola, La Banda, Apongora y Carigán, exhiben mayor grado de contaminación en comparación con las quebradas de la parte oriental de la ciudad, como Chorrera, Ciudadela y Shucus.

Según Eguiguren (2015), aproximadamente el 65% de la ciudad de Loja está cubierta por alcantarillado, principalmente en la parte oriental, donde el 80% corresponde a alcantarillado combinado y el 20% es pluvial. Debido a esta configuración, varios barrios en el sector occidental aún dependen de pozos sépticos. Como resultado, la mayor carga contaminante que ingresa al río Zamora, ya sea a través de vertidos directos de aguas residuales o aportes a quebradas que desembocan en el río, es generada por la población de la parte occidental de la ciudad de Loja debido a la falta de cobertura de alcantarillado, que incluye los barrios Las Pitas, La Banda, San Vicente, Motupe, Carigán y Sauces Norte.

La caracterización detallada de los vertidos revela que todos los efluentes de la ARU muestran notables aumentos en sus parámetros de temperatura, alcanzando hasta 21.6 °C, y conductividad, que llega hasta 1090 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que genera fuertes impactos en la calidad del río. Estas elevadas temperaturas pueden tener un impacto negativo en la capacidad del agua para retener oxígeno, mientras que la alta conductividad señala la presencia de sales y compuestos químicos no deseados (Formica et al., 2015). Estos componentes pueden derivar

de productos de limpieza y desinfección, residuos alimentarios y sustancias químicas de origen industrial o agrícola, lo que resulta en un aumento en la concentración de iones, particularmente cloro, potasio, magnesio y calcio, elementos que afectan negativamente la calidad general del agua (Swistock, 2021).

Además, los vertidos presentan niveles considerables de DBO con un máximo de 695.04 mg/L (MP14), altas concentraciones de NH_4 registrando hasta 77.5 mg/L, y valores notoriamente bajos de OD que descienden hasta 1.04 mg/L. Donde, la presencia de materia orgánica excesiva y altas concentraciones de amonio en los vertidos pueden desencadenar procesos de eutrofización, fomentando el crecimiento desmedido de algas y bacterias (García, & Rosales, 2018). Esta proliferación biológica agota aún más el oxígeno disponible en el agua, comprometiendo la biodiversidad acuática y generando una amenaza significativa para el equilibrio del ecosistema acuático.

Es de destacar que, Zuñiga (2014), obtiene en su estudio una media de 168.93 mg/L de DBO del colector marginal a la altura de Sauces Norte, lo cual difiere significativamente en el presente estudio, puesto que, debido a la PTAR-Loja, el vertido del colector actualmente presentó un promedio de 70.33 mg/L de DBO, evidenciando una significativa mejora que cumple con la normativa ecuatoriana respecto a la descarga del efluente.

No obstante, debido a la alta contaminación aportada por los vertidos, se observa una reducción significativa en los niveles de OD en el río, disminuyendo de 6.19 mg/L a 4.76 mg/L. Los niveles de amonio en el río varían entre 8.77 y 12.23 mg/L, mientras que la DBO se sitúa en un rango de 77.44 a 81.5 mg/L. Estos valores son claramente inadmisibles según los estándares para la preservación de la vida acuática y silvestre en cuerpos de agua dulce, aunque aún se encuentran en límites aceptables y marginales para uso estético.

Aunada a la contaminación señalada, la presencia de elementos perturbadores como basura acumulada, animales muertos, formación de espumas y depósitos de escombros contribuyen a la generación de olores y vistas desagradables, afectando negativamente la percepción del entorno. Además, se registran niveles de turbidez superiores a 30 NTU, lo que constituye una violación del criterio estético establecido.

Es crucial destacar que el análisis de la carga contaminante de DBO y NH_4^+ reveló que los puntos MP1, MP2, MP6, MP10, MP14 y MP19 sobresalen como los principales contribuyentes (Figura 35 y Figura 37), lo que subraya la urgencia de aplicar medidas específicas para atenuar su impacto en la calidad del agua del río. Además, la variación en la carga contaminante entre los distintos muestreos indica una estabilidad relativa en algunos vertidos, sugiriendo una consistencia en su aporte a la contaminación del río durante los tres

meses de estiaje analizados. Sin embargo, es importante resaltar las notables variaciones observadas en los puntos MP2, MP6, MP10 y MP19, las cuales, según las observaciones de Sierra (2011), podrían estar relacionadas con cambios en las actividades humanas o las condiciones ambientales locales.

Respecto al comportamiento de los contaminantes en el tramo del río Zamora, estos se modelaron mediante ecuaciones básicas de transporte de contaminantes (OD, DBO y NH_4) en corrientes de flujo unidimensional. Esto condujo a la segmentación del río en 24 subtramos y calibración del modelo desarrollado para cada uno, mediante la variación en un rango del 5 al 47% de las constantes cinéticas de reacción. Esta variación fue necesaria debido a la sobreestimación o subestimación que producía el modelo.

De acuerdo a Sierra (2011), la calibración es aceptable cuando el error del modelo matemático es menor al 10%. Para lo cual, la constante cinética k_1 se varió mediante prueba y error en un 5 a 16%, obteniendo valores de 0.109 d^{-1} , 0.009 d^{-1} y 0.085 d^{-1} (Tabla 21), ajustando al modelo a un error aceptable de 8.19%. No obstante, a pesar de tener buen rendimiento, es importante señalar que valores bajos de k_1 pueden no representar necesariamente la realidad física del sistema modelado, ya que según lo señalado por Benjumea (2018), estos valores bajos de k_1 son comunes en ríos con condiciones de mínima carga orgánica, situación contraria al tramo de río con alta carga orgánica como el estudiado.

La simulación calibrada de DBO ilustrada en la Figura 43, mostró un comportamiento creciente y una degradación limitada de la materia orgánica, con valores de k_1 ($\geq 0.1 \text{ d}^{-1}$) que se encuentran fuera de los rangos típicos para ríos mencionados por Pazmiño (2020) y Rivera (2015). Esto indica una velocidad reducida de degradación de la materia orgánica, lo cual puede ser crítico para la autodepuración del río y beneficioso para prevenir situaciones de anoxia derivadas de un consumo excesivo de oxígeno disuelto. De acuerdo a Pauta et al. (2019), esta situación se atribuye a las dificultades que enfrentan los ríos durante la época de estiaje para depurar la carga contaminante, lo cual se refleja en el presente modelo. Es de destacar que, la sobreestimación del valor de DBO en C2, podría atribuirse al efecto de los azudes, en especial el Desarenador Municipal del kilómetro 1.75, que ralentiza el flujo del agua y favorece la retención y descomposición de materia orgánica en el lecho del río (Rickard et al., 2003).

Por otro lado, la calibración de la constante k_n se varió al 47% debido a que fue obtenida del estudio de Zúñiga (2014), donde consideró el promedio de periodos de sequía y de invierno; mientras que, en el presente proyecto se trabajó únicamente a caudales mínimos por lo que sobreestimaba. Mientras que k_2 se varió de 0.26 d^{-1} a 0.35 d^{-1} especialmente al final del tramo. La calibración de estas 3 constantes y el cambio de k_s y k_{sn} mediante cálculo que dependen de

k_1 y k_n , permitió simular el comportamiento del OD, DBO y NH_4 con un error aceptable de 4.51%, 8.19% y 5.21% respectivamente.;

La simulación de NH_4^+ presenta buen ajuste con una constante k_n relativamente lenta (0.004 d^{-1} y 0.003 d^{-1}). De acuerdo a Ji (2008), esto se puede deber a las condiciones desfavorables que presenta el río, como las altas concentraciones de amonio que superan los 1.0 mg/L alcanzando un máximo de 12.23 mg/L, temperatura, conductividad y la baja disponibilidad de oxígeno disuelto. Por ende, el modelo de NH_4^+ representa un comportamiento creciente del contaminante por el aporte generado por vertidos, en especial la carga contaminante de MP19 y por la baja nitrificación generada (Figura 40).

En cuanto a la simulación del OD (Figura 45), se observó una marcada disminución del parámetro debido al consumo para la oxidación de materia orgánica e inorgánica, aunque se registró un menor déficit de oxígeno en comparación con el estudio de Zúñiga (2014), llegando hasta los 2.66 mg/L a los 5.81 km. Una razón clave de esta diferencia radica en la incorporación de cambios generados por los azudes a lo largo del río, entre la primera y segunda estación de control, se observa una recuperación del OD debido a tres saltos hidráulicos, dos aliviaderos de canal y desarenero de compuerta.

El primer azud se encuentra a los primeros 0.073 km del tramo, y el segundo y tercer azud, a 1.752 km y 1.908 km de recorrido, respectivamente. Estas estructuras actúan como fuentes significativas de reaeración, incrementando el OD en un 8.48%, 12.62%, y 4.1%, respectivamente, mejorando así la calidad del agua del río. Ji (2008) explica que estos elementos aumentan la velocidad del flujo de agua y del viento debido a la diferencia altitudinal, generando una mezcla turbulenta de agua y aire que favorece la reaeración del río y la reducción del déficit de oxígeno. A partir del segundo punto de control en la simulación de OD, se observa una disminución gradual del parámetro a medida que avanza el perfil longitudinal debido a los aportes de carga orgánica integrados al sistema. Es relevante destacar que los valores simulados presentaron una alta concordancia con los datos medidos en campo.

Finalmente, mediante el análisis de sensibilidad, se identificó que la constante de semisaturación (k_s) fue la más sensible, seguida de la constante de desoxigenación (k_1). Dado que, k_s y k_1 están estrechamente relacionados debido a que la velocidad de consumo de oxígeno disuelto se ve afectada por la concentración de oxígeno disponible (Ji, 2008), en futuras investigaciones se debe centrar atención y recursos en medir y comprender mejor estos parámetros críticos en la salida del modelo desarrollado.

8. Conclusiones

- El tramo del río Zamora, que abarca desde Las Pitas hasta el Sector Florencia, exhibe un estado de degradación durante la época de estiaje, situándose fuera de las condiciones adecuadas para la preservación de la vida acuática. La calidad del agua en esta zona se encuentra en un rango límite entre lo aceptable y lo marginal para uso estético. Estas condiciones desfavorables son principalmente atribuibles al impacto generado por la carga orgánica e inorgánica proveniente de las 7 quebradas y 12 vertidos de aguas residuales urbanas. Es importante destacar que 11 de estos vertidos no cumplen con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en la Norma de Calidad Ambiental y Descarga de Efluentes al Recurso Agua.
- El modelo matemático desarrollado ofrece una visión detallada de la contaminación a lo largo del tramo del río Zamora durante la época de estiaje. Se observan niveles elevados de carga orgánica con un comportamiento creciente, alcanzando un pico máximo de 84.63 mg/L DBO debido al aporte de MP14. Asimismo, se identifica un aumento en la concentración de NH_4 , con un pico de 11.9 mg/L, atribuido al aporte de MP19, mientras que se registra una disminución en los niveles de OD, con un mínimo de 4.75 mg/L, indicando un deterioro notable en las condiciones del agua.
- El modelo matemático calibrado ha demostrado una simulación aceptable de la calidad del agua en el tramo Las Pitas – Sector Florencia durante la época de estiaje, con un error inferior al 10%. Los errores obtenidos fueron del 8.19%, 5.21% y 4.51% para la DBO, NH_4^+ y OD respectivamente, lo que confirma la eficacia del modelo en la predicción de la calidad del agua en la zona estudiada.

9. Recomendaciones

- Para futuras investigaciones, se sugiere una planificación exhaustiva de la logística necesaria para llevar a cabo campañas de muestreo. Esto implica garantizar con anticipación la obtención de los materiales y equipos necesarios, realizar una estimación precisa del tiempo requerido para las campañas, adquirir los reactivos necesarios y contemplar un porcentaje adicional para la replicación de análisis.
- Ampliar la información sobre el origen de los diversos vertidos se vuelve esencial. Además, se sugiere incorporar en futuras investigaciones la variable de coliformes totales, la cual desempeña un papel importante en la evaluación de la calidad de cuerpos de agua que actúan como receptores de aguas residuales domésticas.
- Mejorar la confiabilidad y la capacidad predictiva del modelo, estableciendo una mayor cantidad de estaciones de monitoreo en función de la distancia del tramo y de ser posible determinar las constantes cinéticas del río.
- Se recomienda realizar monitoreos constantes que permitan contar con base de datos en distintas condiciones climáticas para validar o verificar el modelo desarrollado, que permitan el posterior desarrollo de planes de manejo ambiental para el control de la calidad del río mediante el accionar de las autoridades competentes.

10. Bibliografía

- Alley, E. Roberts. (2007). *Water quality control handbook* (2nd Ed). McGraw-Hill. <https://doi.org/10.1036/0071467602>
- Alvarez, J., Meraz, M., & Jaime Vernon-Carter, E. (2019). A theoretical derivation of the monod equation with a kinetics sense. *Biochemical Engineering Journal*, 150, 107305. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107305>
- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.).
- Arce, M., & Leiva, M. (2009). *Determinación de la calidad de agua de los ríos de la ciudad de Loja y diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo*. [Grado]. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Ávila, P., Pablos, J., & Pelayo, C. (2018). *Estudio sobre la protección de ríos, lagos y acuíferos desde la perspectiva de los derechos humanos*. Comisión Nacional de los Derechos Humanos (CNDH). https://www.cndh.org.mx/sites/all/doc/Informes/Especiales/ESTUDIO_RIOS_LAGOS_ACUIFEROS.pdf
- Barbulescu, A., Barbés, L., & Dumitriu, C. S. (2021). Assessing the water pollution of the brahmaputra river using water quality indexes. *Toxics*, 9(11). <https://doi.org/10.3390/toxics9110297>
- Barreto Sáenz, P. (2010). *PROTOCOLO DE MONITOREO DE AGUA*. https://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_biorem/education/research/protocols/Protocolo_Agua.pdf
- Basán, M. (2008). *Aforadores de corrientes de agua*.
- Benedini, M., & Tsakiris, G. (2013). *Water Quality Modelling for Rivers and Streams* (1st ed., Vol. 70). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5509-3>
- Benjumea, C. (2018). Determinación de coeficientes de degradación de materia orgánica en el río Negro (municipio de Rionegro, Colombia). *Bionatura*, 3. <https://doi.org/10.21931/RB/2018.03.01.10>
- Boyd, C. (2015). *Water Quality an Introduction*. (2nd ed.). Springer International . <https://es.book.lat/book/2617268/62a213>.
- Boyd, C. (2020). *Water Quality*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-23335-8>
- Burden, R. L., & Faires, J. D. (2010). *Numerical Analysis*. Brooks Cole. https://faculty.ksu.edu.sa/sites/default/files/numerical_analysis_9th.pdf

- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: A review. In *Freshwater Biology* (Vol. 51, Issue 8, pp. 1389–1406). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>
- Calva, N. (2013). *La contaminación del Río Zamora y su influencia en la salud de los habitantes de Sauces Norte* [Maestría]. Universidad Nacional de Loja.
- Carbajal, K., & Piedra, R. (2007). “*Inventario Hidrológico de la Cuenca Superior del Río Zamora aplicando Sistemas de Información Geográfica (SIG)*” [Grado]. Universidad Nacional de Loja.
- Chapman, D. V., & (Ed). (1996). *Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring* (2nd Ed). E & FN Spon. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>
- Chapra, S. (2008). *Surface Water-Quality Modeling* (2nd ed.). Waveland Press, Inc.
- Chapra, S. C., & Canale, R. P. (2007). *Métodos numéricos para ingenieros* (5th Ed). McGraw Hill. https://www.academia.edu/26468863/Chapra_metodos_numericos_5ta_edición
- Chapra, S., Pelletier, G., & Tao, H. (2014). *QUAL2K A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.11b9) Documentation The Mystic River at Medford, MA: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11b9: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Disclaimer.*
- CONAGUA. (2015). *MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA.*
- Eguiguren, F. (2015). *ESTUDIO DE CASO DEL PROYECTO REGENERAR DE LA CIUDAD DE LOJA, EN EL MARCO DE LAS POLITICAS PUBLICAS* [Universidad de los Hemisferios]. <http://dspace.uhemisferios.edu.ec:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/283/fernando.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- EPA. (1995). *Streams and Rivers, Part I: Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen and Nutrients/Eutrophication. I. Technical Guidance Manual for Performing Wasteload Allocations.* <http://www.epa.gov/waterscience/pc/watqual.html>
- EPA. (2006). *Chapter 11: pH and Alkalinity, Voluntary Estuary Monitoring Manual, A Methods Manual.* <http://www.epa.gov/owow/estuaries/monitor/>
- Fernández, C. A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, 11(3), 147–170.
- FONAG. (2008). Contaminación hídrica. *Agua a Fondo.* http://www.fonag.org.ec/web/wp-content/uploads/2019/09/AGUA_A_FONDO3.pdf
- Formica, S., Sacchi, G., Campodonico, V., Pasquini, A., & Cioccale, M. (2015). Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica

- de Córdoba, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(4), 327–341. <https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v31n4/v31n4a1.pdf>
- García, F., & Rosales, V. (2018). *EUTROFIZACIÓN, UNA AMENAZA PARA EL RECURSO HÍDRICO*.
- García, H., & Obregón, N. (2008). *Modelación de la calidad del agua en corrientes naturales mediante sistemas no lineales acoplados*.
- Hach Company. (1995). *BODTrak™ INSTRUMENT MANUAL*.
- Hach Company. (2007). *DR 2800 Spectrophotometer Procedures Manual*.
- Hudson, N. W. (1997). Medición sobre el terreno de la erosión del suelo y la escorrentía. *Boletín de Suelos de La FAO*.
- Hydroscience. (1971). Simplified Mathematical Modeling of Water Quality, prepared for the Mitre Corporation and the USEPA. In *Water Programs*.
- Instituto de Hidrología, M. y E. A. (2007). *INSTRUCTIVO PARA LA TOMA DE MUESTRAS DE AGUAS RESIDUALES*.
http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38158/Toma_Muestras_AguasResiduales.pdf/f5baddf0-7d86-4598-bebd-0e123479d428
- IMTA. (1992). *Manual de aforos* (1ra ed.).
http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/971/IMTA_028.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ji, Z.-G. (2008). *Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. Wiley-Interscience. <https://es.b-ok.lat/book/900540/4d0828>.
- Ji, Z.-G., Modon, M., & Hamrick, J. (2004). Modeling Hydrodynamic and Water Quality Processes in a Reservoir. *Estuarine and Coastal Modeling*.
[https://doi.org/10.1061/40734\(145\)38](https://doi.org/10.1061/40734(145)38)
- Loucks, D., & Beek, E. (2017). Water Resource Systems Planning and Management An Introduction to Methods, Models, and Applications. In *UNESCO*. Springer Nature.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-44234-1>
- Maldonado, G. & Cisneros, M. (2014). *Monitoreo de la calidad de agua del Río Malacatos, tramo comprendido desde los dos Puentes hasta el sector Saucos Norte*. [Grado, Universidad Técnica Particular de Loja]. Repositorio Institucional -RiUTPL.
- MATE. (2015). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente. *Edición Especial N° 387 - Registro Oficial*.
- Methneni, N., González, J. A. M., Van Loco, J., Anthonissen, R., de Maele, J. Van, Verschaeve, L., Fernandez-Serrano, M., & Mansour, H. Ben. (2021). Ecotoxicity profile of heavily

- contaminated surface water of two rivers in Tunisia. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 82. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103550>
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Reviews in Microbiology*, 3(9).
- Nava, A., & Cortes, D. (2009). “HIDRAULICA DE RÍOS” MORFOLOGÍA, TECNICAS DE MEDICIÓN Y MUESTREO EN RÍOS [Doctoral, Instituto Politécnico Nacional]. <https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/4632>
- Ochoa, J., & Aguirre, C. (2012). *Metodología para el Modelado Matemático de la Calidad del Agua en Redes de Distribución de Agua Potable*
- Ortega, D. (2012). *Hidrometría básica aplicada a la operación de distritos y unidades de riego* (1ra ed). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4047.4963>
- Owens, M., Edwards, R. W., & Gibbs, J. W. (1964). Some Reaeration Studies in Streams. *Air and Water Pollution*, 8, 469–486. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14215805>
- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, Ó., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *MASKANA*, 10(2), 76–88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>
- Pazmiño, J. (2020). *Fundamentos de la modelación de la calidad del agua* (Grupo Comp).
- Pazmiño, J. C. (2020). *FUNDAMENTOS DE MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA*. Editorial Compás.
- PNUMA. (2007). *Perspectivas del Medio Ambiente Urbano: Geo Loja*. www.municipiodeloja.gov.ec
- Rickard, C., Day, R., & Purseglove, J. (2003). *River Weirs-Good Practice Guide Guide-Section A*. www.environment-agency.gov.uk
- Rivera, J. (2015). Evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la autopurificación de un río de montaña. *Dyna*, 82(191), 183–193.
- Rojas, L., & Portela, J. (2010). Modelación de la calidad del agua en el segmento medio del río Luyanó. *Nucleus*, 47.
- Sánchez, J. (2022). *Hidrología superficial y subterránea* (2nd Ed). Kindle Direct Publishing. https://catoute.unileon.es/permalink/34BUC_ULE/ar7q83/alma991000223119705772
- Samboni, N., Escobar, Y., & Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172–181.
- Segarra, J. (2020). Métodos numéricos para la resolución de ecuaciones diferenciales ordinarias. *Revista de Matemática: Teoría y Aplicaciones*, 14, 1–21. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21017/rimci.2020.v7.n13.a72>

- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico*. (1st ed.). In Thermodynamical.
- Streeter, H. W., & Phelps, E. B. (1925). *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. <https://udspace.udel.edu/handle/19716/1590#files-area>
- Swistock, B. (2021). *Interpretación de los análisis del agua de riego*.
- Torres, P., Hernán, C., Paola, C., & Patiño, J. (2009). ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA EN FUENTES SUPERFICIALES UTILIZADAS EN LA PRODUCCIÓN DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO. UNA REVISIÓN CRÍTICA. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8, 79–94.
- Uddin, G., Nash, S., & Olbert, A. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.107218>
- Vera Puerto, I. L. (2007). *Aplicación de técnica de optimización mediante algoritmos genéticos para calibración de modelo Qual2k como una aproximación a la modelación de la calidad del agua de los principales ríos de la zona urbana de Bogotá D. C.* <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/3805/?sequence=1>
- Ziemińska, A., & Skrzypski, J. (2012). Review of mathematical models of water quality. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19(2), 197–211. <https://doi.org/10.2478/v10216-011-0015-x>
- Zúñiga, L. (2014). *Modelación de la calidad de agua del río Malacatos, tramo comprendido desde el Sector Dos Puentes hasta Sauces Norte*. [Grado, Universidad Técnica Particular de Loja]. <https://dspace.utpl.edu.ec/handle/123456789/10606>

11. Anexos

Anexo 1. *Porcentaje carga contaminante de puntos preliminares del río Zamora tramo Las Pitas – Florencia*

Punto	Tipo	Conductividad (uS/cm)	Temp (°C)	OD (mg/l)	Qs (l/s)	DQO (mg/l)	Cs (mg/l)	V% (DQO)	V% (Q)
1	VARU	497.00	19.20	2.38	1711.42	600.00	101.68	1.68%	0.34%
2	VARU	595.00	19.40	2.12	1713.55	600.00	102.30	0.61%	0.12%
3	VARU	498.00	20.40	1.48	1713.81	800.00	102.41	0.10%	0.02%
4	VARU	293.00	20.70	4.74	1715.71	300.00	102.63	0.21%	0.11%
5	Quebrada	510.00	18.80	0.90	1718.31	800.00	103.68	1.03%	0.15%
6	VARU	127.50	19.00	5.20	1718.69	600.00	103.79	0.11%	0.02%
7	VARU	295.00	21.00	2.49	1718.95	800.00	103.90	0.10%	0.02%
8	VARU	601.00	20.00	5.31	1720.40	600.00	104.32	0.40%	0.08%
9	VARU	626.00	20.40	5.10	1723.22	600.00	105.13	0.78%	0.16%
10	VARU	532.00	19.60	5.20	1723.65	800.00	105.30	0.16%	0.02%
11	Quebrada	771.00	21.80	6.90	1743.23	600.00	110.32	4.77%	1.03%
12	VARU	545.00	17.40	5.90	1787.63	600.00	110.86	0.48%	0.11%
13	Quebrada	178.10	15.70	9.20	1792.93	100.00	110.59	0.24%	2.55%
14	VARU	468.00	18.60	5.40	1795.88	600.00	112.03	1.31%	0.30%
15	Quebrada	324.00	17.40	5.80	1798.46	600.00	112.83	0.72%	0.16%
16	VARU	93.70	15.90	8.30	1799.53	100.00	112.82	0.02%	0.14%
17	VARU	761.00	21.60	2.30	1802.95	600.00	112.90	0.08%	0.02%
18	VARU	93.50	18.00	7.30	1805.64	100.00	112.90	0.00%	0.04%
19	VARU	320.00	19.80	5.67	1806.46	600.00	113.82	0.82%	0.19%
20	VARU	231.00	20.10	5.90	1846.50	600.00	114.55	0.63%	0.15%
21	VARU	119.40	18.00	7.60	1846.79	100.00	114.54	0.01%	0.05%
22	Quebrada	120.00	18.10	9.50	1898.14	100.00	114.22	0.28%	2.22%
23	VARU	640.00	19.00	1.80	1898.52	800.00	114.33	0.10%	0.02%
24	Quebrada	366.00	18.40	7.85	1898.85	100.00	113.95	0.34%	2.78%
25	VARU	279.00	18.60	5.42	1911.86	600.00	114.04	0.08%	0.02%
26	Quebrada	133.90	17.20	9.59	1940.49	100.00	114.06	0.08%	0.69%
27	VARU	490.00	17.61	5.10	2051.86	100.00	113.10	0.84%	7.32%

Anexo 2. Certificado de la traducción del abstract.



Mg. Yanina Quizhpe Espinoza
Licenciada en Ciencias de Educación mención Inglés
Magister en Traducción y mediación cultural

Celular: 0989805087
Email: yaniges@icloud.com
Loja, Ecuador 110104

Loja, 26 de febrero de 2024

Yo, Lic. Yanina Quizhpe Espinoza, con cédula de identidad 1104337553, docente del Instituto de Idiomas de la Universidad Nacional de Loja, y certificada como traductora e interprete en la Senescyt y en el Ministerio de trabajo del Ecuador con registro **MDT-3104-CCL-252640**, certifico:

Que tengo el conocimiento y dominio de los idiomas español e inglés y que la traducción del resumen del Trabajo de Integración Curricular titulado **Evaluación de la calidad del agua del río Zamora en el tramo Las Pitas - Florencia, mediante modelación matemática para periodos de estiaje**, cuya autoría de la estudiante Melissa Nohelya Castillo Freire, con cédula 1104475809 es verdadero y correcto a mi mejor saber y entender.

Atentamente

YANINA
BELEN
QUIZHPE
ESPINOZA
Firmado digitalmente por
YANINA BELEN
QUIZHPE
ESPINOZA
Fecha: 2024.02.26
19:04:53 -05'00'

Mg. Yanina Quizhpe Espinoza.

Traductora freelance