



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 Malacatos en el tramo La Tebaida – Las Pitás, mediante modelación matemática

Trabajo de Integración Curricular,
previa a la obtención del título de
Ingeniero Ambiental

AUTOR:

Oscar Gabriel Flores Hurtado

DIRECTOR:

Ing. Christian Fernando León Céli PhD.

Loja – Ecuador

2024

Certificación

Loja, 24 de marzo de 2023

Ing. Christian Fernando León Céli, PhD.

DIRECTOR 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 Malacatos en el tramo La Tebaida – Las Pitás, mediante modelación matemática**, previo a la obtención del título de **Ingeniero Ambiental**, de autoría del estudiante **Oscar Gabriel Flores Hurtado**, con **cédula de identidad Nro. 1150283677**, 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.



Ing. Christian Fernando León Céli, PhD.

DIRECTOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Autoría

Yo, **Oscar Gabriel Flores Hurtado**, declaro ser autor 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 mí Trabajo de Integración Curricular, en el Repositorio Digital Institucional – Biblioteca Virtual.

Firma:



Cédula de identidad: 1150283677

Fecha: 05/02/2024

Correo electrónico: oscar.flores@unl.edu.ec

Teléfono: 0982067420

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

Yo, **Oscar Gabriel Flores Hurtado**, declaro ser autor del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación de la calidad del agua del Río Malacatos en el tramo La Tebaida – Las Pitas, mediante modelación matemática**, como requisito para optar por el título de **Ingeniero 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 cinco del mes de febrero del dos mil veinticuatro.

Firma:



Autor: Oscar Gabriel Flores Hurtado

Cédula: 1150283677

Dirección: La Pradera

Correo electrónico: oscar.flores@unl.edu.ec

Teléfono: 0982067420

DATOS COMPLEMENTARIOS:

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

Dedicatoria

A mis seres queridos, quienes han sido mi apoyo constante a lo largo de mi camino académico. A mis padres, por su amor incondicional, paciencia y sabiduría. A mis hermanos, por su compañía y aliento. A mis amigos, por su amistad y risas. A mi pareja, por su amor y motivación constante. Este logro es también de ustedes, gracias por estar siempre a mi lado.

Oscar Gabriel Flores Hurtado.

Agradecimiento

Principalmente a Dios por haberme guiado a lo largo de mi carrera.

A mis padres, hermanos y familiares que me apoyaron y acompañaron en la carrera y en el proceso de desarrollo de la investigación.

Un especial agradecimiento al Ing. Christian Fernando León Céli *Ph.D* y la Ing. Andrea Jackeline Castillo Villalta, *Mg. Sc.* Por haber orientado en todo momento la realización del proyecto.

Oscar Gabriel Flores Hurtado.

Índice de contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenidos	vii
Índice de tablas	ix
Índice de figuras	x
Índice de anexos	xi
1. Título	1
2. Resumen	2
Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco teórico	7
4.1. Antecedentes	7
4.2. Fundamento teórico	8
4.2.1. <i>Calidad del agua</i>	8
4.2.2. <i>Programas de monitoreo de la calidad del agua</i>	11
4.2.3. <i>Caudal y métodos de aforo</i>	13
4.2.4. <i>Consideraciones previas al modelamiento</i>	15
4.2.5. <i>Métodos de solución de ecuaciones diferenciales</i>	22
4.2.6. <i>Modelamiento matemático de la calidad del agua</i>	24
5. Metodología	28
5.1. Zona de estudio	28
5.2. Diseño de la investigación	29
5.3. Metodología del primer objetivo	31
5.3.1. <i>Determinación del número, tipos de vertido y elementos de interés.</i> ...	31
5.3.2. <i>Selección y medición preliminar de parámetros in situ</i>	32
5.3.3. <i>Planeación del programa de monitoreo</i>	34
5.3.4. <i>Ejecución del programa de monitoreo</i>	36
5.3.5. <i>Análisis e interpretación de los valores obtenidos del programa de monitoreo</i>	40

5.4.	Metodología del segundo objetivo.....	40
5.4.1.	<i>Hipótesis de partida</i>	41
5.4.2.	<i>Segmentación del río</i>	42
5.4.3.	<i>Formulación de ecuaciones de transporte</i>	42
5.4.4.	<i>Constantes cinéticas</i>	47
5.5.	Metodología del tercer objetivo	49
5.5.1.	<i>Análisis de sensibilidad</i>	49
5.5.2.	<i>Calibración del modelo</i>	52
6.	Resultados	54
6.1.	Resultados del primer objetivo	54
6.1.1.	<i>Ubicación de puntos de interés</i>	54
6.1.2.	<i>Programa de monitoreo</i>	59
6.2.	Resultados del segundo objetivo.....	80
6.2.1.	<i>Segmentación del río</i>	80
6.2.2.	<i>Condiciones iniciales de cada subtramo</i>	81
6.2.3.	<i>Constantes cinéticas</i>	82
6.2.4.	<i>Modelamiento de la materia orgánica (L)</i>	83
6.2.5.	<i>Modelamiento de $[NH_4^+]$</i>	84
6.2.6.	<i>Modelamiento de $[O_2]$</i>	85
6.3.	Resultados del tercer objetivo	87
6.3.1.	<i>Análisis de sensibilidad</i>	87
6.3.2.	<i>Calibración de los modelos de L, $[NH_4^+]$ y $[O_2]$</i>	87
6.3.3.	<i>Modelo calibrado de materia orgánica</i>	88
6.3.4.	<i>Modelo calibrado de NH_4^+</i>	89
6.3.5.	<i>Modelo calibrado de $[O_2]$</i>	90
7.	Discusión	92
8.	Conclusiones	95
9.	Recomendaciones	96
10.	Bibliografía	97
11.	Anexos	101

Índice de tablas

Tabla 1. Criterios de calidad admisibles para aguas de uso estético y para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces	10
Tabla 2. Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce	11
Tabla 3. Valores típicos de θ utilizados en la modelización del agua	21
Tabla 4. Selección de volumen de muestra según el rango de DBO esperado	39
Tabla 5. Ecuaciones generales de balances de materia para cada subtramo en el punto 0	43
Tabla 6. Parámetros para el cálculo de azudes.....	44
Tabla 7. Valores típicos de θ utilizados en la modelización del agua	49
Tabla 8. Datos de OD para el ejemplo de análisis de sensibilidad	50
Tabla 9. Variación de las constantes k_1 y k_n del ejemplo de análisis de sensibilidad.....	50
Tabla 10. OD calculado con las constantes k_1 y k_n variadas en $\pm 10\%$, para el análisis de sensibilidad	51
Tabla 11. Porcentaje de variación de los datos de OD con k_1 y k_n variadas en $\pm 10\%$	51
Tabla 12. Rangos típicos de las constantes cinéticas	53
Tabla 13. Descripción de los puntos de vertidos en el tramo de estudio	55
Tabla 14. Descripción de azudes en el tramo de estudio	57
Tabla 15. Descripción de puntos de control en el tramo de estudio	58
Tabla 16. Resultados de la relación DBO_5/DQO	65
Tabla 17. Condiciones iniciales de cada subtramo	81
Tabla 18. Constantes cinéticas obtenidas para cada subtramo.....	82
Tabla 19. Porcentaje de error del modelo de MO sin calibrar	84
Tabla 20. Porcentaje de error del modelo de NH_4^+ sin calibrar	85
Tabla 21. Porcentaje de error del modelo de $[O_2]$ sin calibrar	87
Tabla 22. Resultados del análisis de sensibilidad	87
Tabla 23. Parámetros fijos y constantes cinéticas de cada subtramo	87
Tabla 24. Constantes antes y después de la calibración.....	88
Tabla 25. Porcentaje de error del modelo de MO después de la calibración	88
Tabla 26. Porcentaje de error del modelo de NH_4^+ después de la calibración	89
Tabla 27. Porcentaje de error del modelo de MO después de la calibración	90

Índice de figuras

Figura 1. Método de aforo volumétrico	13
Figura 2. Secciones de un cauce	14
Figura 3. Perfil de concentraciones en el río.	14
Figura 4. Cambio en la concentración de una sustancia debido al transporte advectivo.....	16
Figura 5. Gráfica de concentración vs tiempo para una reacción de orden cero	19
Figura 6. Gráfica de concentración vs tiempo para una reacción de primer orden	20
Figura 7. Mapa de ubicación de la zona de estudio	28
Figura 8. Flujograma del proceso llevado a cabo para el cumplimiento de los objetivos de la investigación	30
Figura 9. Condiciones iniciales del ejemplo para la selección de puntos de muestreo	35
Figura 10. Condiciones iniciales para el vertido 2 en el ejemplo de selección de puntos de muestreo	36
Figura 11. Ubicación de puntos de vertido	56
Figura 12. Ubicación de azudes	58
Figura 13. Ubicación de puntos de control	59
Figura 14. OD de los puntos de vertido en los tres muestreos.....	60
Figura 15. Temperatura de los puntos de vertido en los tres muestreos	60
Figura 16. Temperatura promedio de los puntos de vertido	61
Figura 17. Conductividad de los puntos de vertido en los tres muestreos.....	62
Figura 18. Conductividad promedio de los puntos de vertido	62
Figura 19. Salinidad de los puntos de vertido en los tres muestreos	63
Figura 20. pH de los puntos de vertido en los tres muestreos	63
Figura 21. pH promedio de los puntos de vertido.....	64
Figura 22. DQO de los puntos de vertido en los tres muestreos.....	64
Figura 23. DQO promedio de los puntos de vertido.....	65
Figura 24. DBO ₅ de los puntos de vertido en los tres muestreos.....	66
Figura 25. DBO ₅ promedio de los puntos de vertido.....	66
Figura 26. NH ₄ ⁺ de los puntos de vertido en los tres muestreos.....	67
Figura 27. NH ₄ ⁺ promedio de los puntos de vertido.....	68
Figura 28. Turbidez de los puntos de vertido en los tres muestreos	68
Figura 29. Turbidez promedio de los puntos de vertido	69
Figura 30. Caudales promedios de los puntos de vertido	69
Figura 31. OD de los puntos de control en los tres muestreos.....	70

Figura 32. OD promedio de los puntos de control.....	71
Figura 33. Temperatura de los puntos de control en los tres muestreos	72
Figura 34. Temperatura promedio de los puntos de control	72
Figura 35. Conductividad de los puntos de control en los tres muestreos.....	73
Figura 36. Conductividad promedio de los puntos de control.....	73
Figura 37. Salinidad de los puntos de control en los tres muestreos	74
Figura 38. Salinidad promedio de los puntos de control	74
Figura 39. pH promedio en los puntos de control.....	75
Figura 40. DQO de los puntos de control en los tres muestreos.....	75
Figura 41. DQO promedio de los puntos de control.....	76
Figura 42. DBO ₅ de los puntos de control en los tres muestreos.....	76
Figura 43. DBO ₅ promedio en los puntos de control.....	77
Figura 44. NH ₄ ⁺ de los puntos de control en los tres muestreos.....	78
Figura 45. NH ₄ ⁺ promedio de los puntos de control.....	78
Figura 46. Turbidez de los puntos de control en los tres muestreos	79
Figura 47. Turbidez promedio de los puntos de control	79
Figura 48. Caudal promedio de los puntos de control	80
Figura 49. Esquematización de los subtramos del modelo	81
Figura 50. Modelo de MO sin calibrar	84
Figura 51. Modelo de NH ₄ ⁺ sin calibrar	85
Figura 52. Modelo de [O ₂] sin calibrar	86
Figura 53. Modelo calibrado de MO	89
Figura 54. Modelo calibrado de NH ₄ ⁺	90
Figura 55. Modelo de O ₂	91

Índice de anexos

Anexo 1. Certificado de traducción del resumen (Abstract)	101
--	-----

1. Título

Evaluación de la calidad del agua del Río Malacatos en el tramo La Tebaida –
Las Pitas, mediante modelación matemática

2. Resumen

El crecimiento urbano ha afectado la calidad del agua en ríos urbanos debido al aumento en la descarga de aguas residuales, causado por mal funcionamiento o falta de infraestructura adecuada. Es necesario establecer herramientas de monitoreo para conocer la distribución de los contaminantes y su impacto en la calidad del agua, y así establecer medidas para reducir su impacto y proteger la salud humana y del medio ambiente. Es por ello que la presente investigación consiste en evaluar la calidad del agua del río Malacatos mediante la aplicación de modelos matemáticos en el tramo La Tebaida – Las Pitas. Para lo cual se realizaron 3 muestreos para determinar caudal, conductividad, pH, temperatura, DBO, DQO, NH_4 y OD en 25 puntos. Donde 4 fueron tomados en el río y los demás fueron vertidos y contribuyentes a lo largo del tramo de estudio. A partir de los muestreos se calcularon valores promedio, para implementarlos en los modelos de DBO, NH_4^+ y OD y los cuales fueron calibrados hasta obtener errores de 5,17 %, 4,65 % y 8,20 % respectivamente. Se demostró que la concentración de DBO y NH_4 aumentó por las altas concentraciones de materia orgánica de los vertidos, en especial los puntos OP13 al OP16, que tienen concentraciones mayores a 200 mg/L, provocando el descenso del OD hasta valores críticos de 6,35 mg/L. En conclusión, el modelo permitió identificar que los puntos que necesitan una mayor atención son OP14, 15 y 16 ya que provocan un aumento entre 9 y 15 % de la DBO y disminuyen el OD entre 1,65 % y 2 %.

Palabras clave: Calidad del agua, Modelamiento matemático, OD, Río Malacatos, Río Zamora

Abstract

Increasing urbanization has led to an increase in wastewater discharges from urban rivers as a result of malfunctioning or insufficient infrastructure. In order to understand the distribution of pollutants and their impact on water quality, it is necessary to establish monitoring tools to reduce their impact on water quality and protect human health. Therefore, the present research aims to evaluate the water quality of the Malacatos river by applying mathematical models to the section from La Tebaida to Las Pitas. For this purpose, 3 samplings were carried out to determine flow, conductivity, pH, temperature, BOD, COD, NH₄ and DO at 25 points. Four were taken in the river and the others were discharged and contributed to the study section. As a result of the samplings, average values were calculated, which were applied to the BOD, NH₄⁺, and DO models, which were calibrated until errors of 5.17 percent, 4.65 percent, and 8.20 percent were obtained, respectively. According to the report, the concentration of BOD and NH₄ increased due to the high concentrations of organic matter in the discharges, particularly points OP13 to OP16, where the organic matter concentrations exceeded 200 mg/L, causing the DO to decrease to 6.35 mg/L. The model concluded that OP14, 15 and 16 should be given greater attention, since they cause an increase between 9 and 15 percent of the BOD and a decrease between 1.65 percent and 2 percent of DO.

Keywords: Water quality, Mathematical modeling, DO, Malacatos River, Zamora River.

3. Introducción

La noción de calidad del agua es variable según su uso, la perspectiva y las características consideradas (Votruba y Corman, 2020). Desde una perspectiva ambiental, la calidad del agua se refiere a las condiciones que deben darse en el agua para mantener un ecosistema equilibrado y cumplir con los objetivos de calidad establecidos (Cuellar y Lezama, 2021). Estos objetivos son estándares y metas establecidos para garantizar la protección de la salud pública, el medio ambiente y el uso beneficioso del agua.

Sin embargo, la calidad del agua se ha visto afectada por diversos factores, como la industrialización, las actividades agrícolas y la urbanización (Lin et al., 2022). Estos factores han aumentado las descargas de aguas residuales, lo que ha generado una alta contaminación en los ríos que atraviesan centros urbanos, afectando tanto la salud humana como el medio ambiente, haciéndose necesario estudiar y evaluar continuamente la calidad del agua en estos entornos (I. Zamora et al., 2018).

Los ríos urbanos tienen una gran importancia pues brindan algunos beneficios como el control de inundaciones, hábitat para la vida silvestre y su valor estético y cultural para las comunidades locales (Everard y Moggridge, 2012). La ciudad de Loja se encuentra atravesada por los ríos Malacatos y Zamora, los cuales tienen una alta importancia en el patrimonio natural y cultural de la ciudad, pues pasan a través de áreas verdes importantes como el parque lineal La Tebaida y el parque Jipiro, que abarcan variedades de especies de flora y fauna como: Sauces, Arupos, Alisos, Nogales, Romerillo, Eucalipto, Llangaches, Chirocas, Atrapamoscas, Jilgueros y Carpinteros (Zúñiga, 2014).

En el Ecuador los ríos urbanos presentan niveles de contaminación elevados, siendo los principales contaminantes: desechos sólidos, aguas servidas domésticas, afluencia agrícola y aguas servidas industriales (Isch, 2011). En la ciudad de Loja sucede lo mismo, siendo la principal causante del deterioro de la calidad de los ríos Malacatos y Zamora, la construcción de nuevas urbanizaciones en la parte occidental que no cuentan con el alcantarillado hacia los colectores marginales (Díaz, 2018). Por lo que es inminente emprender planes de conservación, manejo adecuado y sustentable de este recurso (Galárraga, 2004).

Los modelos matemáticos son herramientas que permiten simular condiciones actuales y futuras, que ayudan a anticipar las variaciones que sufrirán los diversos parámetros de calidad del agua, lo que permite la planificación integral del recurso hídrico y para el manejo adecuado de la mayoría de problemas de contaminación del agua (Ochoa y Aguirre, 2012; Rojas y Portela, 2010). Los modelos matemáticos integran conceptos teóricos y ecuaciones para

representar los fenómenos en el medio acuático, por lo que además de conocer el estado de un cuerpo de agua, permiten determinar el comportamiento de la contaminación a través de los mecanismos de dispersión, es decir la mezcla de sustancias en el agua y transporte refiriéndose a la migración de sustancias de un lugar a otro de los cauces naturales (Matovelle, 2017).

En la ciudad de Loja se han realizado pocos estudios de calidad del río Malacatos, no obstante Zúñiga, (2014) aplicó el modelo de calidad del agua de Streeter y Phelps y el modelo WASP7 en el río Malacatos en el tramo comprendido desde el Sector Dos Puentes hasta Sauces Norte, donde demostró que el río se encuentra contaminado mayormente por las descargas provenientes del occidente de la ciudad. Otro estudio realizado es el perteneciente a Arce y Leiva (2009), que determinaron la calidad de los ríos Malacatos y Zamora mediante la utilización de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos, los mismos que según su presencia o ausencia dieron las pautas para determinar la calidad del agua, donde obtuvo que los ríos están contaminados ya que reciben gran cantidad de contaminantes orgánicos. Estos estudios están relacionados con la presente investigación ya que son fuentes importantes de información que servirán para contrastar y comparar con los resultados que se obtengan en el trabajo investigativo. Además, la metodología empleada para la aplicación del modelo de calidad del agua de Streeter y Phelps en Zúñiga (2014), puede servir como guía para el modelamiento

Por lo anteriormente mencionado, se cree necesario aportar con información que sirva como referencia para mejorar la gestión y el control de la contaminación del río Malacatos. Para esto, la presente investigación busca responder ¿Cuál es el efecto de las descargas contaminantes sobre la calidad del agua en el río Malacatos tramo La Tebaida – Las Pitas? Donde se tuvo como objetivo general evaluar la calidad del agua del río Malacatos en el tramo “La Tebaida - Las Pitas” mediante la aplicación de modelos matemáticos, específicamente se buscó i) Generar la línea base para la modelación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo de estudio ii) Aplicar modelación matemática para el estudio de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo La Tebaida – Las Pitas iii) Comprobar la exactitud de la modelación matemática mediante el uso de puntos de verificación en el tramo La Tebaida – Las Pitas.

La investigación se realizó en los meses de noviembre, diciembre y enero, donde se realizaron 3 muestreos en periodos de estiaje. Los parámetros seleccionados para el modelo matemático fueron: materia orgánica (DBO), nitrógeno amoniacal (NH_4) y oxígeno disuelto (OD). Algunos factores limitantes para la investigación fueron: el tiempo, pues por la falta de reactivos se tuvo que adquirir nuevos ya que son necesarios para los ensayos realizados en

laboratorio, lo cual retrasó los muestreos; el cálculo de la DBO fue otro limitante, pues este ensayo tiene una duración de 5 días y solamente 6 espacios a la vez, por ende no se podría cumplir con el número de ensayos en el tiempo con el que se contó, es por esto que se utilizó una relación DQO/DBO; el proceso de validación no se pudo realizar debido a la falta de información,, pues es necesario un número mayor de datos en diferentes condiciones de caudales.

4. Marco teórico

El presente apartado se encuentra dividido por dos partes, la primera es la de antecedentes, donde se da a conocer estudios aplicados anteriormente en la zona de estudio sobre el tema de calidad del agua y algunas metodologías que se han aplicado. La segunda parte hace referencia a la base teórica con la que se sustenta el trabajo investigativo.

4.1. Antecedentes

En la ciudad de Loja se han llevado a cabo diversas investigaciones sobre la calidad del agua en los ríos Malacatos y Zamora, evaluando el impacto de las actividades humanas sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Se han utilizado macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos para determinar la calidad del agua. Los resultados mostraron que a medida que los ríos cruzan la ciudad, los niveles de contaminación aumentan y la presencia de organismos tolerantes a la contaminación es cada vez mayor (Arce y Leiva, 2009). También se han analizado las comunidades de diatomeas, algas microscópicas que se adhieren a las rocas y son indicadoras del estado ecológico del agua. Los resultados mostraron una baja diversidad y equitatividad de diatomeas en el sector urbano de la ciudad de Loja, reflejando una baja calidad del agua (Yaguana y Cartuche, 2022). Sin embargo, el uso de indicadores biológicos tiene la limitación de que la información obtenida es cualitativa y los resultados se representan en términos descriptivos basados en la presencia o ausencia de ciertos organismos, sin tomar en cuenta los contaminantes responsables.

Maldonado y Cisneros (2014), estudiaron la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes hasta el sector de Sauces Norte, mediante 3 índices de calidad del agua (ICA), al aplicar la metodología Water Quality Index of the National Sanitation Foundation de los Estados Unidos (NSF WQI) el cual es una escala de 0 a 100 que toma en cuenta 9 variables de la calidad del agua (demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, variación de temperatura, coliformes fecales, pH, nitratos, turbidez, fosfatos y sólidos disueltos), determinaron una calidad del agua regular para el río, siendo la zona más crítica la Av. Universitaria y Catacocha debido a la presencia de coliformes fecales y materia orgánica por la descarga de aguas residuales presente en esta zona.

Mediante la metodología de Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME WQI), este índice considera tres factores (amplitud, alcance y frecuencia) que se evalúan entre 0 a 100. En los resultados se obtuvo una condición pobre de la calidad del río ya que las concentraciones se alejan de los niveles deseables del agua, siendo los puntos más influyentes la unión de las quebradas de Alumbre y Pan de Azúcar y en el Sector

“Mercado Mayorista” después de la unión con el río Zamora Huayco. Finalmente, con el método IQA-MC que considera 28 variables físicas, químicas y microbiológicas, se clasificó el agua del río Malacatos como altamente contaminada, debido a la carga orgánica, contaminación fecal, aspectos estéticos por presencia de sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales y metales pesados presentándose mayor contaminación en la calle Catacocha.

Al tomar en cuenta las investigaciones anteriormente mencionadas, es evidente la falta de información sobre la distribución de los contaminantes a lo largo del río Malacatos, pues, aunque ya se ha dado a conocer el nivel de contaminación mediante indicadores biológicos, estos no toman en cuenta la fuente que genera estos niveles de contaminación. Los índices de calidad del agua son una alternativa, pues estos si presentan un resultado cuantitativo sobre la calidad del agua, pero proporcionan un resumen de los datos obteniendo una información incompleta sobre la calidad del agua y se basan en generalizaciones conceptuales que no son de aplicación universal.

Por otra parte, ya se ha aplicado modelamiento matemático en el río Malacatos, Zúñiga (2014), modeló los parámetros: oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (DBOC) y demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada (DBON), en base a la ecuación de Streeter y Phelps y utilizó el software WASP 7 que es un modelo matemático comercial, desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA). Se establecieron 9 puntos de muestreos, tomando en cuenta las descargas más influyentes que vierten en el cauce principal en diferentes épocas del año. Ante esto, en la presente investigación se desarrollará un modelo pues utilizar un modelo comercial puede no estar adaptado a las condiciones de la ciudad de Loja, lo cual podría generar resultados erróneos.

4.2. Fundamento teórico

En este apartado se dan a conocer temas como la calidad del agua, programas de monitoreo y modelamiento matemático, cada uno de estos temas estará complementado por subtemas que permiten comprender la presente investigación

4.2.1. Calidad del agua

La calidad del agua se refiere a las características químicas, físicas y biológicas del agua dependiendo del uso que se le va a dar (Fernández, 2012). Según (Sierra, 2011) se la puede definir como una lista de concentraciones, especificaciones y aspectos físicos de sustancias orgánicas e inorgánicas y también como la composición y el estado de la biota acuática presente en el cuerpo de agua. Existe una infinidad de características para medir la calidad del agua, algunas de las más comunes utilizadas para determinar la calidad del agua son el pH, la

conductividad (CE), los sólidos totales disueltos (TDS) y la temperatura, a continuación, se describen las que se utilizarán en la presente investigación:

Oxígeno disuelto (OD). Es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua. El nivel de oxígeno disuelto puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y cuán bien puede dar soporte esta agua a la vida vegetal y animal. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad (Pulla, 2007).

El oxígeno disuelto (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). La DBO es utilizada para determinar la cantidad de carbono biodegradable (materia orgánica) en el río (Ronzano y Dapena, 2010). Es una de las pruebas más importantes para conocer la capacidad de contaminación de los cuerpos receptores, y la fuerza contaminante de las aguas negras y los desechos industriales (Del Angel. Maria, 1994).

Nitrógeno amoniacal. El nitrógeno amoniacal es una forma de nitrógeno que se encuentra en el agua y que puede ser tóxica para los organismos acuáticos en altas concentraciones, su comportamiento depende del pH: a pH ácido permanece disuelto en el agua como ion amonio mientras a pH alcalino se transforma en gas amoniaco el cual es susceptible de volatilizarse al ambiente (Microlab Industrial, 2017).

El nitrógeno amoniacal también puede afectar negativamente la calidad del agua al aumentar la proliferación de algas y la eutrofización, que puede llevar a la muerte de peces y otros organismos acuáticos debido a la disminución del oxígeno en el agua. Por lo tanto, la medición del nitrógeno amoniacal es una importante herramienta para evaluar la calidad del agua y para determinar la salud y la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos (Nuruzzaman et al., 2018).

Temperatura. Es probablemente el parámetro físico más importante del agua pues afecta la viscosidad y velocidad de las reacciones químicas (Sierra, 2011), además que influye en la solubilidad del OD, en la estratificación del cuerpo de agua, en bioquímicos y fisiológicos y afecta procesos como la reaireación y la sorción de sustancias químicas orgánicas a partículas (Ji, 2008).

Conductividad y salinidad. La salinidad y la conductividad están relacionadas porque la cantidad de iones disueltos aumentan los valores de ambas. La conductividad proporciona información sobre la cantidad de sales y sustancias disueltas en el agua. La conductividad eléctrica es el resultado de la capacidad del agua para conducir la electricidad debido a los iones presentes en ella (J. Zamora, 2009). Cuanto mayor sea la concentración de iones y sales disueltas en el agua, mayor será su conductividad. El monitoreo regular de la conductividad del agua puede ayudar a identificar cambios en la calidad del agua y la presencia de contaminantes.

pH. Influye en la solubilidad, la disponibilidad y la toxicidad de los compuestos orgánicos e inorgánicos en el agua. Los organismos acuáticos también pueden ser sensibles a los cambios en el pH del agua, y un pH inadecuado puede tener un impacto negativo en el ecosistema acuático y en la vida silvestre. Un alto o bajo pH puede romper el balance de los químicos del agua y movilizar a los contaminantes, causando condiciones tóxicas (Samboni et al., 2007; J. Zamora, 2009).

Turbidez. Es la medida del grado de pérdida de transparencia del agua o de algún otro líquido. Un agua turbia no solamente tiene un impacto estético negativo, también indica una mayor probabilidad de contaminación microbiológica y por compuestos tóxicos que se adhieren a la materia dispersa en el agua. La alta turbidez puede disminuir la cantidad de luz que llega a las plantas acuáticas, reduciendo la fotosíntesis y disminuyendo el oxígeno disuelto disponible para los organismos acuáticos (J. Zamora, 2009).

Las concentraciones de los parámetros mencionados antes, están regidas por objetivos de calidad del agua, los cuales no son más que las condiciones que se desea mantener en el agua. En Ecuador el Texto Unificado de Legislación Secundaria en Material Ambiental (TULSMA) menciona estos objetivos en el Libro VI, aquí se establecen los criterios de calidad para diferentes usos del agua. A continuación, se presentan los criterios tomados en la presente investigación para el río Malacatos:

Tabla 1.

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

Tipo de uso	Definición	Criterios de calidad
Aguas de uso estético	Se refiere 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 al 20% de las condiciones naturales de turbiedad en NTU.
		d) El oxígeno disuelto será no menor al 60% del oxígeno de saturación.
		e) Relación Nitrógeno-Fósforo Total de 15:1
Para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces	Actividades destinadas a mantener la vida natural de los ecosistemas asociados, sin causar alteraciones en ellos	a) Oxígeno disuelto será no menor al 80% del oxígeno de saturación b) pH entre 6,5 a 9 unidades de pH c) DQO menor a 40 mg/L d) DBO5 menor a 20 mg/L

En esta norma también se presentan los criterios para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce, considerando como efluente a descargas o vertidos líquidos provenientes de un proceso productivo o de una actividad determinada, a continuación, en la Tabla 2 se denotan las normas que se tomarán en cuenta en la investigación:

Tabla 2.

Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce

Parámetros	Unidad	Límite máximo permisible
DBO ₅	mg/L	100
DQO	mg/L	200
Nitrógeno amoniacal	mg/L	30
pH	-	6 - 9
Temperatura	°C	Condición natural ±3

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros mencionados se deben desarrollar programas de monitoreo de la calidad del agua, los cuales se detallan a continuación

4.2.2. Programas de monitoreo de la calidad del agua

Un programa de monitoreo de la calidad del agua se define como un proceso programado de muestreo, medición y posterior registro y/o señalización, de diversas características del agua, a menudo con el fin de evaluar la conformidad con objetivos especificados (Bartram y Ballance, 1996). Estos monitoreos tienen algunos propósitos, en los que se destacan: la necesidad de verificar si la calidad del agua es adecuada para los usos perseguidos, para tener una línea base con la cual comparar los resultados del monitoreo de impacto o para la estimación de contaminantes descargados en ríos.

Para diseñar o realizar un programa de monitoreo de la calidad del agua se debe consultar la regulación aplicable. En el Ecuador la Norma Técnica INEN 2226 trata sobre el diseño de los programas de monitoreo de la calidad del agua. En esta norma se menciona que, para cualquier programa de monitoreo inicialmente se deben establecer los objetivos, pues a

partir de estos objetivos se determinaran los lugares, frecuencias, procedimiento y duración del muestreo. La ejecución de un programa de monitoreo puede tener los siguientes propósitos:

- Mediciones de la caracterización de calidad usadas para indicar la calidad del agua.
- Identificación de fuentes de contaminación.
- Mediciones de control de la calidad para decidir la corrección de procesos.

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.

Una vez diferenciados los tipos de muestra, se diseña un plan de muestro con el fin de evitar la contaminación de las muestras, seleccionar los sitios de muestreo, el número de muestras a tomar y la frecuencia con la que se hará la toma de muestras. Para la toma de muestras se debe tener en cuenta 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.

Después de que se realiza la toma de las muestras, deben ser trasladadas al laboratorio, donde se realizarán los análisis, ante esto la Norma INEN 2169 establece las siguientes recomendaciones sobre el manejo y almacenamiento de las muestras:

Una vez tomada la muestra, debe ser almacenada hasta el momento que se realizará el análisis, para esto el frasco debe estar cerrado herméticamente y conservarse en cajas térmicas

a temperaturas entre 2 y 5 °C, de ser necesario se deberá adicionar preservantes requeridos, dependiendo del análisis que se realizará a la muestra.

4.2.3. Caudal y métodos de aforo

Un aspecto esencial para la interpretación de datos sobre la calidad del agua es el caudal (Bartram y Ballance, 1996). El caudal es importante pues a partir de este parámetro se pueden determinar cargas contaminantes (cantidad de contaminantes que es vertida en un cuerpo de agua) (Sierra, 2011). El caudal es el volumen de agua que pasa por una sección transversal del cauce o canal en un tiempo dado, normalmente expresado en m³/s (Basán, 2008).

El caudal depende directamente de la superficie (A) de la sección transversal de la corriente de agua en m² y de la velocidad media del agua (V) en m/s, obteniéndose el caudal o gasto (Q) en m³/s por medio de la multiplicación de ambos factores Ec. 1.

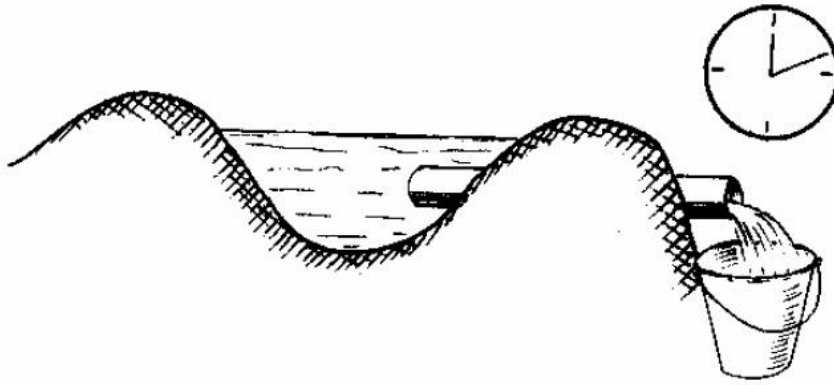
$$Q = A * V \quad \text{Ec. 1}$$

Para determinar el caudal se deben realizar aforos lo cual significa medir un caudal, se pueden diferenciar entre dos tipos de aforos, los cuales se presentan a continuación:

Aforos directos. Se mide el caudal directamente a partir de un aparato o procedimiento, en estos aforos se encuentran los métodos volumétricos, por molinete y aforos químicos (Bansal, 2010). Estos tipos de aforo fueron utilizados en la presente investigación, por lo que se detallan a continuación:

Métodos volumétricos. Es útil para calcular caudales pequeños, se basa en la medición directa del tiempo (s) que se tarda en llenar un recipiente de volumen conocido (m³). La corriente se desvía hacia un canal o cañería que descarga en un recipiente adecuado y el tiempo que demora su llenado se mide por medio de un cronómetro (Figura 1). La variación entre diversas mediciones efectuadas sucesivamente dará una indicación de la precisión de los resultados (Hudson, 1997).

Figura 1.
Método de aforo volumétrico



Tomado de: Hudson, (1997).

Molinete. Este método se basa en la medición de la velocidad del agua mediante molinetes (en modelos modernos se indica directamente), el ancho y profundidad se mide en diferentes secciones de una vertical del cauce (Figura 2). A partir del ancho y la profundidad se determina el área de cada segmento (m^2) y se multiplica para la velocidad (m/s) obteniendo el valor del caudal (m^3/s). La suma de los caudales de estos segmentos representa el caudal total (Sánchez, 2013).

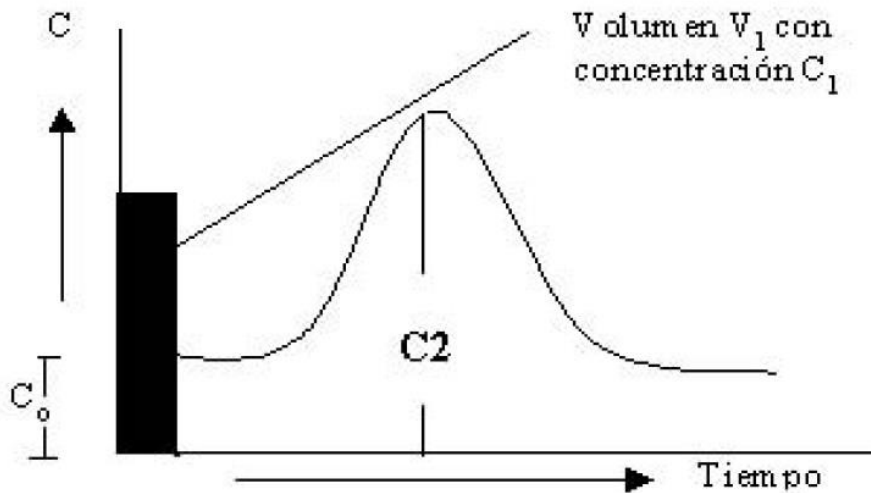
Figura 2.
Secciones de un cauce



Tomado de: Sánchez (2013).

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 (V_1) con una concentración alta (C_1) y una concentración inicial en el río (C_0). En la Figura 3 se muestra el comportamiento de las concentraciones en el río con respecto del tiempo.

Figura 3.
Perfil de concentraciones en el río.



Tomado de: Basán (2008).

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).

El otro tipo de aforos son los **aforos indirectos**. En estos se mide el nivel del agua en el cauce y a partir del nivel se estima el caudal. Algunos de los métodos que pertenecen a este grupo son: las escalas limnimétricas, limnógrafos, curva de gastos, aforadores de vertedero y la ecuación de Manning. Cabe destacar que en la presente investigación no se utilizaron estos métodos, por ende, no se los profundizará.

4.2.4. Consideraciones previas al modelamiento

Los resultados que se obtienen del programa de monitoreo, pueden ser implementados en modelos matemáticos para determinar la calidad del agua, pero antes de adentrarse al modelamiento matemático se deben tener claros los siguientes conceptos:

Balances de materia. Son utilizados para describir, estudiar y analizar los cambios que ocurren cuando una sustancia química (contaminante) ingresa o se vierte en un medio acuático. El balance de masa se basa en el principio de la física “La masa ni se crea ni se destruye, se transforma” (Sierra, 2011). El cambio de concentración de un reactivo puede calcularse

utilizando la Ec. 3, que es simplemente una contabilidad de entradas, salidas, reacciones y cambio neto de masa (Ji, 2008).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(u_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(u_z C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) \pm \sum \frac{S}{V}$$

Ec. 3

Donde:

$C(x, y, z, t)$ = Concentración del contaminante (mg/L)

t = Tiempo (s)

u_x, u_y, u_z = Vector velocidad del agua (m/s)

E_x, E_y, E_z = Coeficiente de difusión/dispersión (m^2/s)

$\sum \frac{S}{V}$ = Términos fuentes o sumideros del contaminante (mg/L s).

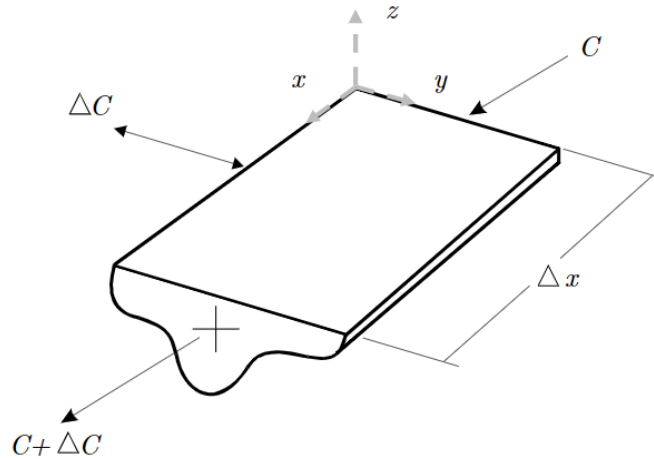
La ecuación general del transporte de contaminantes (Ec. 3), está conformada por el transporte advectivo, transporte convectivo y fuentes/sumideros, los cuales son descritos a continuación en el movimiento de contaminantes:

Movimiento de contaminantes. Cuando una carga contaminante se vierte en una masa de agua, está sujeta a procesos de transporte que modifican la concentración del contaminante. En este aspecto se toma en cuenta el transporte hidrodinámico que incluye los siguientes procesos:

Transporte 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. En la Figura 4 se muestra que la advección mueve la masa de un sitio a otro en el espacio. Donde ΔC es el incremento de concentración en la longitud del volumen de control Δx . $C + \Delta C$ es la concentración a la salida del volumen de control y C es la concentración de contaminante a la entrada al volumen de control (Sierra, 2011).

Figura 4.

Cambio en la concentración de una sustancia debido al transporte advectivo



Tomado de: Sierra (2011).

Al realizar un balance de masas, donde, la masa del contaminante a la entrada es $C * Q = C * u * dy * dz$ y la masa a la salida del contaminante es igual a $(C + \Delta C)(Q + \Delta Q) = (C + \frac{\partial C}{\partial t} dx) (u + \frac{\partial v}{\partial x} dx) dy * dz$, se obtiene la ecuación que representa al transporte advectivo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(u_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(u_z C) \quad \text{Ec. 4}$$

Transporte convectivo. Se refiere al transporte vertical de agua y contaminantes, que provoca la mezcla de la sustancia contaminante en el agua (Ji, 2008). Este transporte se presenta cuando el cambio de concentración de un contaminante se genera 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:

1. **Difusión.** es el movimiento de material desde una zona de alta concentración a otra de baja concentración debido a los gradientes de concentración. La difusión molecular se produce mucho más lentamente, por lo que sólo es importante a muy pequeña escala, como en el fondo de un lago. Existen dos tipos de fenómenos difusivos: la difusión molecular, a escala microscópica, debida al movimiento browniano de las moléculas (movimiento aleatorio que se observa en las partículas que se hallan en el agua) y la otra, la difusión turbulenta, ocasionada por acciones externas que producen mezcla en el agua como por ejemplo el viento. (Sierra, 2011).
2. **Dispersión.** Es la propagación y mezcla horizontal de la masa de agua causada por la diferencia de velocidad entre dos sitios en el agua. Cuando se presentan dichas

diferencias de velocidad la sustancia se mueve en el espacio (eje x) y cambia su concentración, pero no su composición química. La dispersión en la dirección del flujo del agua se denomina dispersión longitudinal y la dispersión perpendicular a la dirección del flujo se denomina dispersión lateral. En los ríos, la dispersión longitudinal suele ser mucho mayor que la dispersión lateral (Ji, 2008).

Estos procesos pueden ser representados por la primera Ley de Fick, la cual establece que el flujo másico que se difunde a través de una superficie es proporcional al gradiente de concentración y una constante E_x llamada coeficiente de difusión/dispersión (Ec. 5).

$$j = -E_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Ec. 5}$$

Donde:

j = Flujo másico ($\text{kg}/\text{m}^2\text{s}$)

E_x = Coeficiente de difusión/dispersión (m^2s^{-1})

$\frac{\partial C}{\partial x}$ = Gradiente de concentración (kg/m^3)

En la Ec. 6 se presenta el término difusión/dispersión que será la resultante de la masa de contaminante que entra ($E_x \frac{\partial C}{\partial t} dy * dz$), menos la masa de contaminante que sale ($- [E_x \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} (E_x \frac{\partial C}{\partial x}) dx] dy * dz$).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad \text{Ec. 6}$$

Fuentes y sumideros. Son los aumentos y/o disminuciones en la concentración de una sustancia debido al material que está entrando o saliendo del sistema. En general, los sumideros corresponden a los aportes de contaminantes ocasionados por las cargas contaminantes puntuales y las distribuidas. Este término puede representarse por $\left(\pm \sum \frac{S}{V} \right)$, donde, S es la masa de la sustancia química entrando o saliendo del sistema y V el volumen.

Reacciones. Cuando una sustancia química ingresa a un cuerpo de agua pueden suceder diferentes procesos, por el ejemplo la sustancia puede ser transportada o se puede volatilizar (Sierra, 2011), para estudiar estas reacciones, se requiere conocer la velocidad o cinética a la que ocurre. Estas cinéticas se las puede representar cuantitativamente mediante la ley de acción de masas, que establece que la velocidad es proporcional a la concentración de los reactivos. Esta velocidad puede representarse generalmente como (Chapra, 2008):

$$\frac{dC}{dt} = -kC^n \quad \text{Ec. 7}$$

Donde:

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

C = Concentración del reactante (mg/L)

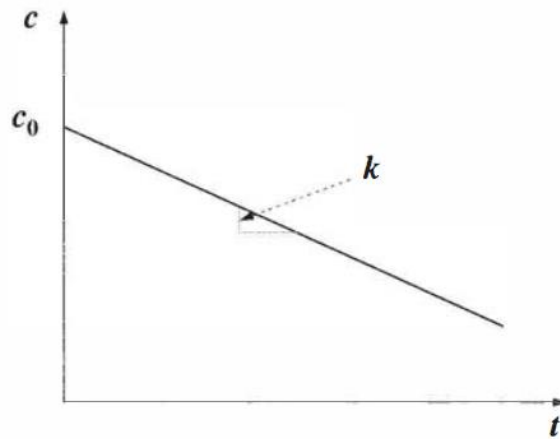
n = Orden de la reacción

En aguas naturales las reacciones se pueden describir con una cinética de orden 0 y 1:

- **Cinética de orden cero ($n = 0$).** Especifica una tasa constante de agotamiento por unidad de tiempo (Figura 5).

Figura 5.

Gráfica de concentración vs tiempo para una reacción de orden cero



Tomado de: Chapra (2008).

Esta cinética está dada por la Ec. 8 donde k tiene unidades de $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$.

$$\frac{dC}{dt} = -k \quad \text{Ec. 8}$$

Esta ecuación puede integrarse por separación de variables, donde $C = C_0$ en $t = 0$.

Entonces se obtendrá la siguiente ecuación:

$$C = C_0 - kt \quad \text{Ec. 9}$$

- **Cinética de primer orden ($n = 1$).** Esta cinética está representada por la Ec. 10 donde k tiene unidades de t^{-1}

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad \text{Ec. 10}$$

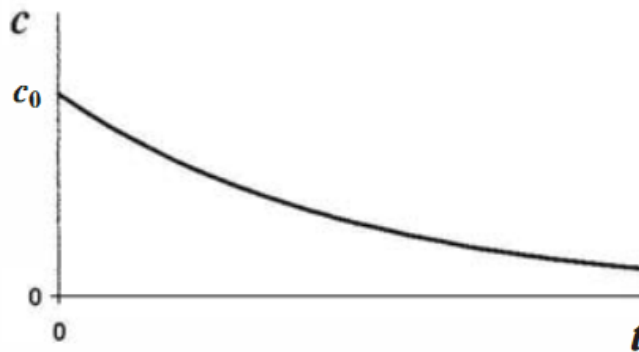
Si $C = C_0$ en $t = 0$, entonces esta ecuación se puede integrar por separación de variables para obtener:

$$C = C_0 e^{-kt} \quad \text{Ec. 11}$$

Esta ecuación indica un agotamiento exponencial, lo que significa, que la concentración se reduce a la mitad por unidad de tiempo, lo cual se observa en la Figura 6.

Figura 6.

Gráfica de concentración vs tiempo para una reacción de primer orden



Tomado de: Chapra (2008).

Cinética de Monod es una expresión matemática que describe cómo la tasa de crecimiento de un microorganismo depende de la concentración de un sustrato (Monod, 1949). En el presente estudio se utilizará la cinética de Monod con el fin de limitar el crecimiento de la concentración de los parámetros a modelar (materia orgánica y amonio) debido a la presencia de oxígeno (Ec. 12).

$$\frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad \text{Ec. 12}$$

Donde:

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto (mg/L)

k_s = Constante de semisaturación (mg/Ld). Esta constante 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 aguas naturales la velocidad de las reacciones se ve afectada por la temperatura. Al aumentar la temperatura la velocidad de reacción será mayor. La ecuación de Arrhenius (Ec. 13) proporciona una cuantificación más rigurosa de la dependencia de la temperatura (Chapra, 2008).

$$k(T_a) = Ae^{\frac{-E}{RT_a}} \quad \text{Ec. 13}$$

Donde

A = Factor de frecuencia

E = Energía de activación (J mol⁻¹)

R = constante de los gases (8,314 J mol⁻¹ K⁻¹)

T_a = temperatura absoluta (K)

La Ec. 13 se utiliza para comparar la constante de velocidad de reacción a dos temperaturas diferentes. Esto puede hacerse expresando la relación de las velocidades de la siguiente forma:

$$\frac{k(T_{a2})}{k(T_{a1})} = e^{\frac{E(T_{a2}-T_{a1})}{RT_{a2}T_{a1}}} \quad \text{Ec. 14}$$

La Ec. 14 puede simplificarse considerando que:

- Las temperaturas en la mayoría de las masas de agua varían en un intervalo bastante estrecho (273 a 313 K), por lo tanto, el producto de T_{a1} y T_{a2} puede considerarse relativamente constante.
- La diferencia de temperatura (T_{a2} – T_{a1}) es idéntica tanto si se utiliza una escala absoluta como centígrada.

Por consiguiente, se puede definir como una constante lo siguiente:

$$\theta = e^{\frac{E}{RT_{a2}T_{a1}}} \quad \text{Ec. 15}$$

En el modelamiento de la calidad del agua, muchas reacciones se reportan en 20°C. Además, al remplazar la Ec. 15 en la Ec. 14 se obtendrá la siguiente ecuación:

$$k(T) = k(20^\circ\text{C})\theta^{T-20} \quad \text{Ec. 16}$$

El valor de θ se muestra en la Tabla 3, los cuales son valores comúnmente utilizados.

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)

Oxígeno de saturación Este valor representa la cantidad de oxígeno que puede estar disuelta en el agua, es necesario conocerlo, ya que con este se puede calcular si existe un déficit de OD, en general puede ser afectado por diversos factores como la salinidad, presión y temperatura. A continuación, se presenta la ecuación de la dependencia del oxígeno de saturación en función de la temperatura (Chapra, 2008):

$$\ln[O_2]_{sat} = -139.34411 + \frac{1.575701 * 10^5}{T} - \frac{6.642308 * 10^7}{T^2} + \frac{1.243800 * 10^{10}}{T^3} - \frac{8.621949 * 10^{11}}{T^4} \quad \text{Ec. 17}$$

Donde:

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

T = Temperatura del río (K)

Además, el oxígeno de saturación debe ser corregido en función de la altitud, ante esto se tiene la siguiente ecuación:

$$[O_2]_{sat,z} = [O_2]_{sat} e^{\frac{-z}{8200}} \quad \text{Ec. 18}$$

Donde:

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

z = Altitud (m)

4.2.5. Métodos de solución de ecuaciones diferenciales

Las ecuaciones utilizadas en los modelos matemáticos son ecuaciones diferenciales que no tienen una solución analítica, ante esto existen métodos numéricos que pueden ser utilizados, por ejemplo, se tiene el método de Euler, método de Heun y método Runge-Kutta. A continuación, se describe el método utilizado en el presente trabajo:

Método de Euler es un procedimiento de integración numérica para resolver ecuaciones diferenciales ordinarias (EDO) a partir de un valor inicial dado. Consiste en dividir el intervalo de interés en subintervalos de ancho constante y aproximar la solución de la EDO por una curva poligonal que pasa por los puntos obtenidos al avanzar sobre la recta tangente a la curva solución en cada subintervalo.

Para aplicar el método de Euler se necesita conocer la ecuación diferencial ordinaria de primer orden que se quiere resolver, así como la condición inicial que determina la curva solución. La ecuación diferencial ordinaria se puede escribir de la forma:

$$y' = f(x, y) \quad \text{Ec. 19}$$

Y la condición inicial se puede expresar como:

$$y(x_0) = y_0 \quad \text{Ec. 20}$$

Donde x_0 e y_0 son valores dados.

El objetivo es encontrar una solución numérica aproximada de $y(x)$ en el intervalo $[x_0, x_f]$, donde x_f es un valor final dado. Para ello, se divide el intervalo en n subintervalos iguales de ancho h , tal que:

$$h = \frac{x_f - x_0}{n} \quad \text{Ec. 21}$$

Y se obtienen los puntos: $x_0, x_1, x_2, \dots, x_n$. Donde:

$$x_i = x_0 + i * h \quad \text{Ec. 22}$$

Para $i = 0, 1, 2, \dots, n$. Luego, se aplica el método de Euler siguiendo los siguientes pasos:

1. Se parte del punto inicial (x_0, y_0) y se calcula la pendiente de la recta tangente a la curva solución en ese punto usando la siguiente ecuación diferencial:

$$m_0 = f(x_0, y_0) \quad \text{Ec. 23}$$

2. Se usa la ecuación de la recta para obtener una aproximación del valor de y en el siguiente punto x_1 :

$$y_1 = y_0 + m_0 * h \quad \text{Ec. 24}$$

3. Se repite el proceso para los demás puntos, usando la fórmula recursiva:

$$y_{i+1} = y_i + h * f(x_i, y_i) \quad \text{Ec. 25}$$

Para $i = 1, 2, \dots, n-1$.

4. Se obtiene una aproximación poligonal de la curva solución formada por los puntos:

$$(x_0, y_0), (x_1, y_1), \dots, (x_n, y_n) \quad \text{Ec. 26}$$

Un ejemplo del método de Euler es el siguiente: se quiere resolver la ecuación diferencial $y' = x + y$ con la condición inicial $y_0 = 1$ en el intervalo $[0, 1]$.

Para aplicar el método de Euler, se elige un tamaño de paso h , que determina la distancia entre los puntos aproximados. Por ejemplo, si se toma $h = 0,2$, se tendrán los puntos $x_0 = 0$, $x_1 = 0,2$, $x_2 = 0,4$, $x_3 = 0,6$, $x_4 = 0,8$ y $x_5 = 1$.

Luego, se calculan los valores aproximados de “ y ” en cada punto mediante la fórmula recursiva (Ec.25), donde $f(x, y)$ es la función que aparece en la ecuación diferencial. Así, se tiene que:

$$y_0 = 1 \text{ (condición inicial)}$$

$$y_1 = y_0 + 0,2 * f(x_0, y_0) = 1 + 0,2 * (0 + 1) = 1,2$$

$$y_2 = y_1 + 0,2 * f(x_1, y_1) = 1,2 + 0,2 * (0,2 + 1,2) = 1,48$$

$$y_3 = y_2 + 0,2 * f(x_2, y_2) = 1,48 + 0,2 * (0,4 + 1,48) = 1,86$$

$$y_4 = y_3 + 0,2 * f(x_3, y_3) = 1,86 + 0,2 * (0,6 + 1,86) = 2,35$$

$$y_5 = y_4 + 0,2 * f(x_4, y_4) = 2,35 + 0,2 * (0,8 + 2,35) = 2,98$$

Por lo tanto, la solución aproximada de la ecuación diferencial en el intervalo $[0, 1]$ es la curva que pasa por los puntos $(x(i), y(i))$ para $i = 0, \dots, 5$.

4.2.6. Modelamiento matemático de la calidad del agua

Los modelos matemáticos permiten simular condiciones actuales y futuras, que ayudan a anticipar las variaciones que sufrirán los diversos parámetros de calidad del agua, lo que permite la planificación integral del recurso hídrico y para el manejo adecuado de la mayoría de problemas de contaminación del agua (Ochoa y Aguirre, 2012; Rojas y Portela, 2010). Uno de los objetivos primordiales al que se pretende llegar con la modelación de la calidad del agua es adquirir la habilidad para predecir con cierto grado de certeza la calidad del agua en diferentes sectores a lo largo de un tramo de río (García y Obregón, 2008).

El desarrollo de un modelo matemático cuenta con 6 fases que son: especificación del problema, selección del modelo, aplicación preliminar, calibración, validación y aplicación del modelo, los cuales se muestran a continuación:

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 (Chapra, 2008).

Selección del modelo. Aquí se selecciona un modelo para una aplicación específica, en la actualidad existen modelos ya desarrollados (WASP, QUAL2K, entre otros) o también se puede elegir entre la posibilidad de desarrollar un modelo específico dependiendo del

alcance del estudio a realizar y del tipo y calidad de la información disponible a obtener (Castillo y Espinoza, 2005).

En el presente estudio se seleccionó la opción de desarrollar un modelo de OD, DBO y NH₄. Al desarrollar un modelo matemático se tienen dos fases. La primera es el desarrollo teórico que especifique las variables y parámetros necesarios junto con las ecuaciones de balance de masas asociadas. A continuación, se muestran los procesos que intervienen en los parámetros seleccionados:

Aportantes y consumidores de OD. Para analizar el OD hay que conocer los fenómenos que aporten y consumen el OD en el agua (fuentes/sumideros), los cuales se presentan a continuación:

Las fuentes más importantes de OD son (Sierra, 2011):

- Reaireación con la atmósfera.
- Fotosíntesis de las plantas acuáticas.
- OD aportado por los tributarios.

Mientras que los sumideros más importantes de OD son (Sierra, 2011):

- Oxidación de la materia orgánica (MO)
- Oxidación del material nitrogenado (Nitrificación)
- Oxígeno demandado o consumido por el material depositado en el fondo (SOD)
- Oxígeno utilizado por las plantas acuáticas para respiración

De los fenómenos mencionados anteriormente, en el presente estudio se consideró como fuente a la reaireación de la atmosfera y el OD aportado por los tributarios; los sumideros asumidos fueron la oxidación de la MO y la nitrificación. Por lo tanto, a continuación, se explicarán estos fenómenos:

- **Oxidación de la MO.** Sigue una reacción de primer orden, lo que significa que su velocidad de degradación es proporcional a la concentración de la materia restante sin oxidar (Streeter y Phelps, 1958), siendo su formulación matemática la siguiente:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -k_1 L \quad \text{Ec. 27}$$

Donde:

L = DBO disponible (mg/L)

k₁ = Constante de biodegradación de la MO (1/d)

La constante de biodegradación de la MO (k'_1) permite estimar la velocidad a la cual el oxígeno se consume en el agua en presencia de materia orgánica (Chapra, 2008).

- **Nitrificación.** Es un proceso biológico en el que ciertas bacterias transforman el amoníaco y los iones amonio en nitritos y luego en nitratos (Sierra, 2011). Se puede modelar individualmente según las especies de nitrógeno (nitrógeno orgánico, nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal) (Pazmiño Rodríguez, 2020). La nitrificación sigue una reacción cinética de primer orden, representada a partir de la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial[NH^+_4]}{\partial t} = -[NH^+_4]k_n \quad \text{Ec. 28}$$

Donde:

$[NH^+_4]$ = nitrógeno amoniacal disponible (mg/L)

k_n = Constante de nitrificación (1/d).

La constante de nitrificación (k_n) describe la velocidad a la que se produce la nitrificación, es decir, la transformación del amoníaco y los iones amonio en nitritos y luego en nitratos, esta constante representa la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes que realizan este proceso, y puede ser influenciada por factores como la temperatura, la disponibilidad de oxígeno y la concentración de nutrientes (Rivera, 2015).

- **Reaireación.** Consiste en la reacción química mediante la cual el agua toma oxígeno del que contiene el aire de la atmósfera. La cantidad de oxígeno que ingresa por reaireación es proporcional al déficit que tiene el agua, ingresando hasta que llega a una condición de equilibrio según la temperatura y presión. La reaireación está dada por la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial[O_2]}{\partial t} = k_2([O_2]_{sat} - [O_2]) = k'_2 D \quad \text{Ec. 29}$$

Donde:

$[O_2]$ = Concentración de OD en el agua (mg/L)

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

k_2 = Constante de reaireación (1/d)

D = Déficit de oxígeno (mg/L)

Después de conocer las especificaciones teóricas, se prosigue con el desarrollo del modelo, esta fase consta de varias subfases, como el diseño del algoritmo (es decir, la especificación de la estructura de datos y las técnicas de solución numérica), la codificación en un lenguaje informático, la depuración, las pruebas y la documentación.

Aplicación preliminar. en este paso se realizan simulaciones preliminares para identificar deficiencias en el modelo, además se identifican las necesidades de información y que parámetros del modelo tienen mayor impacto en las predicciones del mismo, esto se puede realizar mediante un análisis de sensibilidad del modelo, el cual consiste simplemente en variar cada uno de los parámetros en un porcentaje determinado y observar cómo varían las predicciones.

Calibración del modelo. Consiste en aplicar el modelo a un conjunto conocido de datos y analizar los resultados simulados. Esto se realiza ajustando los parámetros del modelo, de modo tal que los valores simulados coincidan con los observados dentro de un margen de error aceptable. Para calibrar un modelo existen diferentes técnicas, tales como ajuste de curvas y métodos numéricos de identificación de parámetros. La calibración debe realizarse hasta que haya una coincidencia de, a lo menos, un 80% entre los valores observados y los simulados (Castillo y Espinoza, 2005). La calibración se desarrolla inicialmente ajustando la hidrodinámica (caudal, velocidad, profundidad), modificando los coeficientes y constantes de las ecuaciones para posteriormente pasar a calibrar la calidad del agua, iniciando por las variables más sencillas y terminado con las más complejas (Sierra, 2011).

Validación del modelo. La validación permite que el modelo de calidad del agua no represente únicamente el evento típico con el que fue calibrado, si no que sea capaz de representar la calidad de un río bajo cualquier evento. La validación se basa en realizar simulaciones para algún otro evento totalmente opuesto al que fue calibrado, en este proceso los parámetros que se modificaron durante la calibración se mantienen estáticos y lo que cambian son las variables externas como la carga contaminante y características hidrológicas, de esta manera si el modelo representa la calidad del agua medida en campo se considera validado y puede utilizarse para estudios (Castillo y Espinoza, 2005; Sierra, 2011).

Aplicación del modelo. Si es el caso el estudio de modelización da lugar a medidas correctoras, que pueden ser aplicadas al modelo para determinar la eficacia y los efectos que tendrían sobre el cuerpo de agua.

5. Metodología

En el siguiente apartado se describe el lugar donde se desarrolló la investigación, además se indican características relevantes asociadas al tramo del río en estudio. Posteriormente se detalla el proceso metodológico y las herramientas aplicadas durante el presente trabajo investigativo asociadas a cada objetivo del estudio.

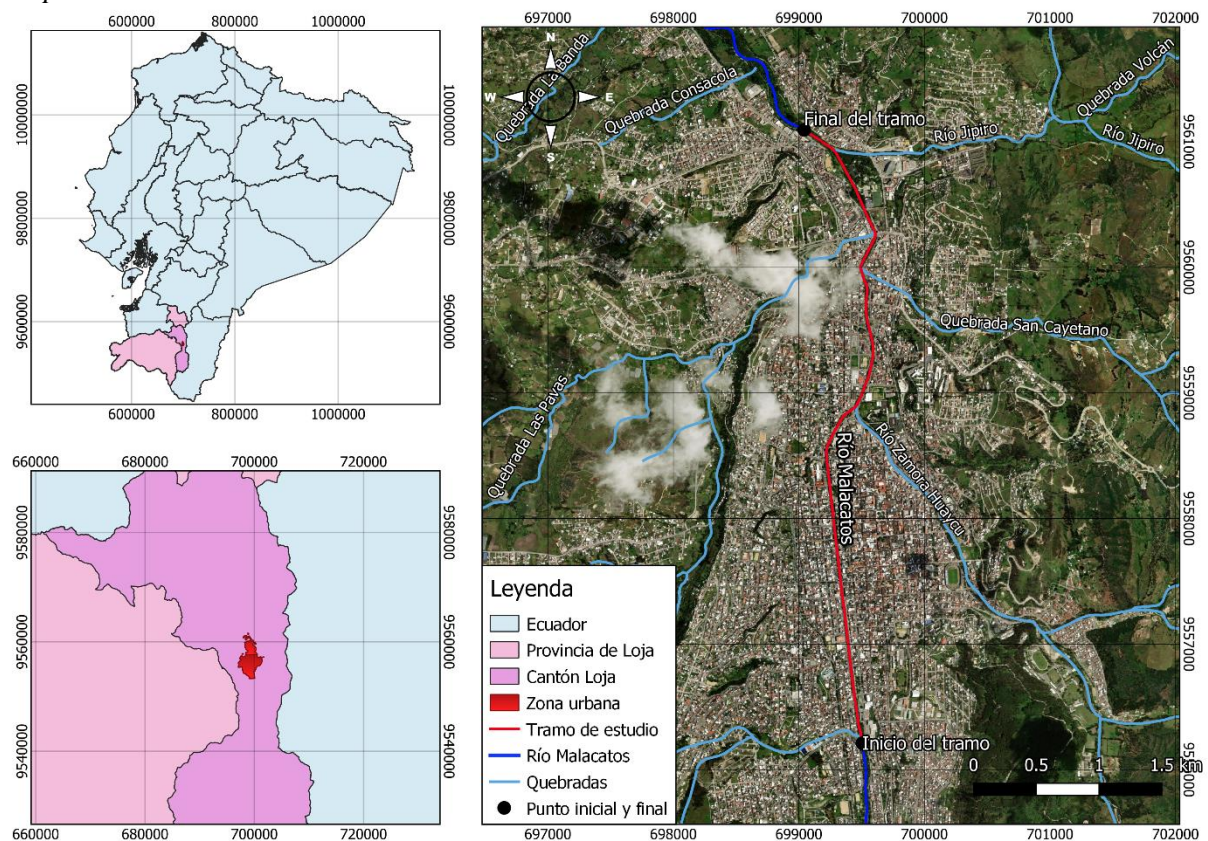
5.1. Zona de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de Loja, la cual pertenece al cantón y provincia de Loja, se encuentra a una altitud de 2100 msnm. Tiene un clima templado andino, a excepción de junio y julio, meses en los que se presenta una llovizna tipo oriental, con temperaturas que fluctúan entre los 16 y 21 °C. Siendo octubre, noviembre y diciembre los meses de mayor estiaje (GAD Municipal de Loja, 2013).

La investigación se desarrolló en el centro urbano de la ciudad de Loja, específicamente en el tramo comprendido desde el puente de la Avenida Gobernación de Mainas del barrio La Tebaida con coordenadas UTM 699510,66E 9556185,31N 17M a 2108 m s.n.m hasta el puente de la calle Jaime Roldós Aguilera en el barrio Las Pitas con coordenadas UTM 699034,87E 9561098,1N 17M a 2055 m s.n.m, con una longitud total de 5,3 Km (Figura 7).

Figura 7.

Mapa de ubicación de la zona de estudio



En la zona de estudio, el río se encuentra canalizado con muros de cemento (Arce y Leiva, 2009), el ancho del río se puede considerar constante desde el inicio del tramo, hasta la unión del río Malacatos y río Zamora Huayco; después de esta unión, el río pasa a llamarse río Zamora, el cual presenta otro ancho hasta el final del tramo. A lo largo del tramo se observa la presencia de azudes. Existen aportes de quebradas (quebrada Viveros, San Cayetano y Las Pavas) y ríos (río Zamora Huayco y Jipiro).

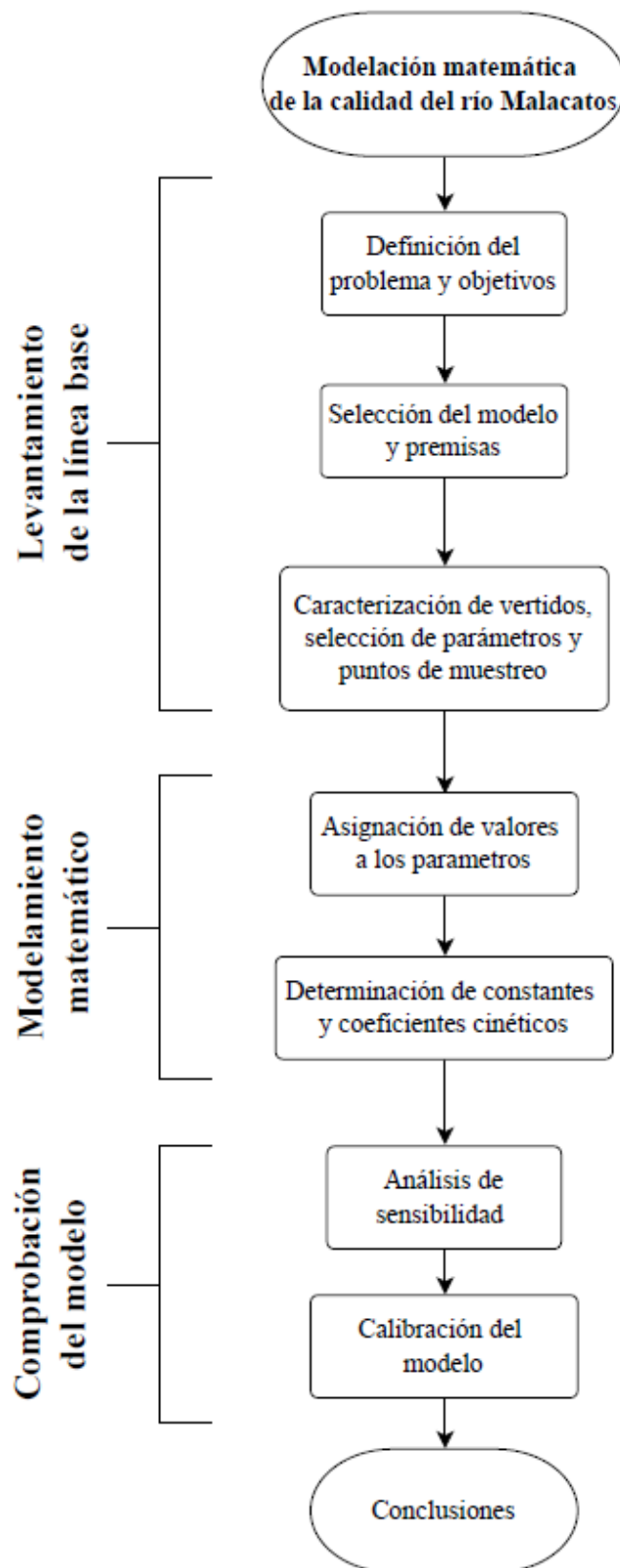
5.2. Diseño de la investigación

La investigación fue de tipo descriptiva con un enfoque cuantitativo, ya que detalla el comportamiento y concentración de los contaminantes en el río considerando los elementos que influyen en su calidad a partir de modelamiento matemático. La investigación se desarrolló entre los meses de noviembre, diciembre del 2022 y enero del 2023, con el fin de desarrollar un modelo matemático de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo “La Tebaida – Las Pitas”.

La investigación constó de 3 etapas, las cuales fueron: levantamiento de la línea base, modelamiento matemático y comprobación del modelo. Cada una de estas etapas estuvo conformada por actividades que permitieron generar conclusiones al final de la investigación (Figura 8).

Figura 8.

Flujograma del proceso llevado a cabo para el cumplimiento de los objetivos de la investigación



5.3. Metodología del primer objetivo

A continuación, se dará a conocer los métodos y herramientas utilizadas para cumplir con el objetivo de generar la línea base para la modelación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo de estudio.

El levantamiento de la línea base implica la caracterización de la calidad del agua de las descargas dentro del tramo de estudio. Para ello se realizaron las siguientes actividades:

- Recorridos de campo para determinar el número y tipo de vertidos hacia el cuerpo receptor, y elementos de interés que afecten la calidad del agua como azudes, saltos de agua, cambios de geometría, etc. La información recolectada tiene como objetivo su posterior uso en el desarrollo de la modelación matemática.
- Selección y medición preliminar de parámetros in situ con el fin de conocer la importancia e impacto de los distintos vertidos en el tramo de estudio.
- Planeación y ejecución del programa de monitoreo de las variables de interés in situ y ex situ para la caracterización de los vertidos.
- Análisis e interpretación de los valores obtenidos durante el trabajo de campo.

A continuación, se describe los métodos seguidos para el cumplimiento de las actividades mencionadas previamente.

5.3.1. Determinación del número, tipos de vertido y elementos de interés.

Para determinar los puntos de interés fueron necesarios 3 recorridos de campo por el margen del río, los cuales se realizaron durante el mes de noviembre de 2022. Para los recorridos fue necesario contar con las siguientes herramientas:

- Aplicación de celular UTM Geo Map 3.7.7
- Medidor multiparamétrico portátil HANNA HI 98193
- Medidor portátil HANNA HI 9813-6
- Medidor multiparámetros WTW Multi 3420
- Baldes de 10 y 20 L
- Fundas de 1 lb de sal
- Molinete HyQuest Solutions MAG/CMC/1.2BM

Con la aplicación UTM Geo Map se registró la ubicación de puntos de vertidos (aguas residuales urbanas, quebradas y ríos) y elementos de interés como azudes y cambios en la geometría del río, además la aplicación permitió guardar fotografías de los puntos registrados. Los puntos se registraron con la siguiente codificación:

- Los puntos de vertido utilizaron la etiqueta “OP” seguida del número de vertido: OP1, OP2, OP3,
- Para los azudes se utilizó la etiqueta “A” seguida del número de azud: A1, A2, A3,
- En los puntos de control se utilizó la etiqueta “C” seguida del número de punto: C1, C2, C3 y C4.

El medidor multiparamétrico portátil HANNA HI 98193 fue utilizado para determinar la concentración de OD (mg/L) en los puntos de control y en los puntos de vertidos.

El medidor portátil HANNA HI 9813-6 se utilizó para medir la temperatura en °C y el pH en los puntos de vertido y de control.

El medidor multiparámetros WTW Multi 3420 fue utilizado para medir la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y salinidad

Los baldes fueron utilizados para realizar aforos volumétricos. Las fundas de sal para realizar aforos químicos. Y el molinete HyQuest Solutions MAG/CMC/1.2BM para determinar la velocidad y caudal del río.

5.3.2. Selección y medición preliminar de parámetros in situ

Una vez identificados los puntos de vertido y puntos de control, se midió el OD, conductividad, temperatura, salinidad y pH con los equipos mencionados anteriormente. Estos parámetros se seleccionaron ya que son indicadores de calidad del agua en ríos, proporcionando información de su posible impacto en la calidad del río Malacatos, además son parámetros encontrados usualmente en aguas domésticas, que influyen en el consumo de oxígeno. Para la medición de estos parámetros se llenó el balde de 10 L y se esperó hasta que el valor se estabilice en el equipo.

Además, se determinó el caudal de los vertidos, para esto se seleccionó el método de aforo dependiendo de la eficiencia y facilidad de medición en el sitio del vertido, por ejemplo, para ríos y quebradas se utilizó el método de aforo con molinete y en quebradas con profundidades menores a 6 cm se utilizó el método de aforo químico, mientras que para los vertidos se utilizó el aforo volumétrico.

Aforo volumétrico. Se realizaron 5 mediciones por vertido, para las mediciones se registraron los tiempos, tomando en cuenta la cantidad de agua que vertía cada punto. Por ejemplo, si el balde de 10 L tardaba en llenarse en más de 30 s, se decidía registrar el tiempo cuando el volumen del balde llegase a 5 L. Pero si el balde de 10 L se llenaba inmediatamente,

se procedía a utilizar el balde de 20 L para poder registrar el tiempo correctamente. Para el cálculo se utilizó la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{V}{t} \quad \text{Ec. 30}$$

Donde:

Q = Caudal (L/s)

V = Volumen del balde (L)

T = Tiempo promedio registrado (s)

Aforos químicos. Se disolvió 1 lb de sal en 10 L de agua, este volumen de agua se vertió al cuerpo de agua, mientras que 20 m aguas abajo se registraban valores de conductividad con un intervalo de medición de 5 s por 3 minutos.

Para el cálculo del caudal se necesitó un factor de conversión de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a concentración (mg/L), el cual se obtuvo de la siguiente forma:

- En un recipiente con 100 mL de agua se midió y registró la conductividad y salinidad.
- Se añadió 1 g de sal y nuevamente se registró el valor de conductividad y salinidad. Esto se realizó 5 veces más.
- Se representó en una gráfica de salinidad vs conductividad para determinar la ecuación de la recta y su pendiente. La pendiente representaría el factor de conversión de conductividad a concentración.

Una vez transformados los valores de conductividad, se utilizó la Ec.31 para calcular el caudal en L/s.

$$Q = \frac{M}{\int_{t_1}^{t_2} (C - C_0) dt} \quad \text{Ec. 31}$$

Donde:

Q = Caudal (L/s)

M = Sal inyectada (mg)

t = Intervalo de medición (s)

C_0 = Concentración del cuerpo de agua antes de verter la sal

C = Concentración de sal

Aforos con molinete. Se dividió el río con una transversal. La cual se segmentó en secciones de 1 m de ancho, donde se realizaron mediciones de profundidad y velocidad en cada una. Con la profundidad y el ancho se calculó el área de cada sección.

En cada sección se tomaron varios valores de velocidad a diferentes profundidades dependiendo de la profundidad total de cada sección. Posteriormente se promediaron estos valores.

Después se calculó el caudal de cada sección mediante el producto entre la velocidad promedio y el área. Finalmente se sumaron los caudales de cada sección, para obtener el caudal total.

5.3.3. *Planeación del programa de monitoreo*

En este apartado se presenta las variables de interés seleccionadas para la caracterización de los vertidos y la selección de puntos de vertidos a muestrear.

Variables de interés. Se seleccionaron los mismos parámetros in situ utilizados en la medición preliminar. Además, se eligió medir los siguientes parámetros ex situ: turbidez, DBO₅, DQO y NH₄. Ya que, estos son indicadores importantes de la calidad del agua, pues están presentes mayormente en aguas residuales urbanas (ARU); adicionalmente la DBO₅, DQO y NH₄ son esenciales para el modelo matemático a desarrollar.

Selección de puntos de muestreo. Se realizó la selección de los puntos más influyentes en la calidad del agua del río Malacatos, con el fin de disminuir los puntos a muestrear, debido al número limitado de reactivos para los ensayos en laboratorio.

Para la selección se asumió un valor de DQO de 600 mg/L para vertidos más contaminados, 300 mg/L para vertidos poco contaminados y 100 mg/L para vertidos casi nada contaminados. Para asumir el nivel de contaminación de los vertidos se tomó en cuenta el valor de la conductividad, pues la contaminación provoca un incremento de la concentración de iones y por ende de la conductividad (Pasquini et al., 2012).

Posteriormente se calculó la carga contaminante de cada vertido mediante un balance de masas (Ec. 32) y después se calculó su porcentaje de variación (Ec. 33). Los puntos con un aporte menor al 1% no fueron seleccionados para el muestreo

$$C_i = \frac{C_v \times Q_v + C_r \times Q_r}{Q_r + Q_v} \quad \text{Ec. 32}$$

Donde:

C_i = concentración de DQO del río después del vertido (mg/L)

C_r = concentración de DQO del río antes del vertido (mg/L)

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

Q_v = caudal del vertido (L/s)

Q_r = caudal del río (L/s)

$$\%C = \frac{|C_i - C_r|}{C_r} \times 100\% \quad \text{Ec. 33}$$

Donde:

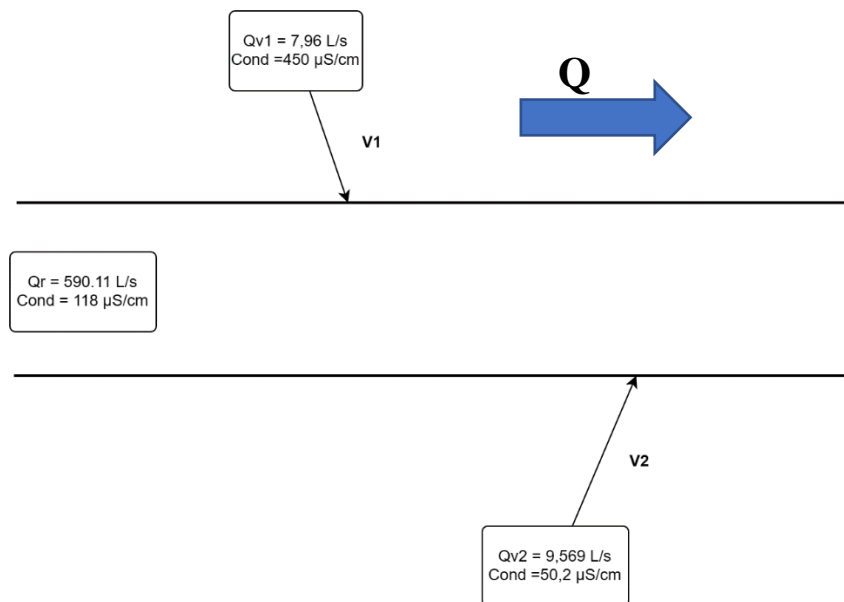
C_i = Concentración del río después del vertido (mg/L).

C_r = Concentración del río antes del vertido (mg/L)

A continuación, se presenta un ejemplo para ayudar a la comprensión del cálculo: se desea determinar la influencia que tienen los vertidos V_1 y V_2 sobre el río, los cuales tienen las siguientes características:

Figura 9.

Condiciones iniciales del ejemplo para la selección de puntos de muestreo



Primero se asume que el V_1 tendrá una DQO de 600 mg/L debido a su alta conductividad, mientras que el V_2 tendrá una DQO de 100 mg/L. Al río se le asigna una DQO de 300 mg/L ya que la conductividad tiene un valor medio comparado entre los dos vertidos.

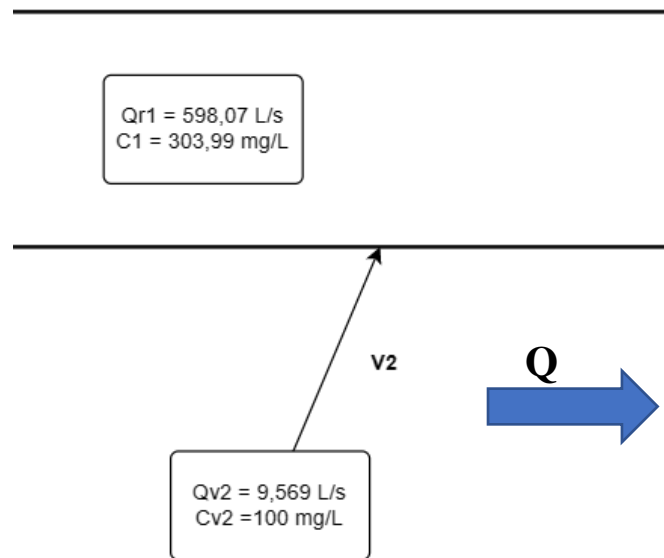
Una vez asumidos los valores de DQO se realiza el balance de concentración con cada uno de los vertidos utilizando la Ec. 32:

$$C_1 = \frac{600 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 7,96 \frac{\text{L}}{\text{s}} + 300 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 590,11 \frac{\text{L}}{\text{s}}}{(590,11 + 7,96) \frac{\text{L}}{\text{s}}} = 303,99 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \quad \text{Ec. 34}$$

Después de V_1 las condiciones de caudal y concentración del río cambian, por lo tanto, las condiciones que se utilizarán para el balance en V_2 son las siguientes:

Figura 10.

Condiciones iniciales para el vertido 2 en el ejemplo de selección de puntos de muestreo



Al realizar el balance con las condiciones especificadas en la Figura 10 se obtiene que $C_2 = 300,78 \text{ mg/L}$.

Después de que se han calculado los balances, se determina el porcentaje de variación con la Ec. 33, de la siguiente manera:

$$\%C_1 = \frac{|303,99 - 300|}{300} \times 100\% = 1,33\% \quad \text{Ec. 35}$$

$$\%C_2 = \frac{|300,78 - 303,99|}{303,99} \times 100\% = 1,06\% \quad \text{Ec. 36}$$

De esta forma se determinó que V_1 provoca una variación de 1,33% y V_2 1,06%. Considerando el criterio mencionado previamente, se concluye que los dos vertidos serán seleccionados.

5.3.4. Ejecución del programa de monitoreo

Se realizaron tres muestreos con una frecuencia de 18 días en horas pico en los meses de noviembre, diciembre y enero, correspondientes a la época del año de mayor estiaje (GAD Municipal de Loja, 2013). Esta decisión se basó en los siguientes criterios:

- Según Sierra (2011), se debe modelar a condiciones extremas y constantes para obtener datos representativos. Para las condiciones constantes se consideraron los

meses con mayor estiaje, ya que la precipitación puede alterar las condiciones del río como: el régimen hidráulico, arrastrar contaminantes desde distintas zonas o en su defecto mejorar la depuración natural. Con respecto a las condiciones extremas se tomaron las horas pico de 7 am a 9 am y de 12 pm hasta 15 pm, ya que en este tiempo se da una mayor actividad para el uso de aguas domésticas, lo cual aumenta la concentración de contaminantes en las aguas.

- Se tuvo en cuenta la limitación de recursos económicos y logísticos para la realización de los muestreos.
- Se estimó que con tres muestreos se podía obtener una información suficiente y confiable para caracterizar los vertidos y desarrollar el modelo matemático
- Se planteó que se realizaría un promedio de los resultados obtenidos en los tres muestreos, con el fin de obtener una medida global que refleje las características de los vertidos.

De esta manera, se buscó optimizar el uso de los recursos disponibles y garantizar la calidad y validez de los datos obtenidos.

Obtención de parámetros ex situ. Los análisis fueron realizados en el laboratorio Ambiental de la Universidad Nacional de Loja. La metodología empleada para la obtención de estos parámetros se explica a continuación:

Turbidez. Se utilizó el método fotométrico el cual se basa en la medición de la luz dispersada por las partículas presentes en el agua. Para este método se utilizó un turbidímetro, donde se colocaba 30 mL de muestra en un recipiente, para posteriormente insertarlo en el turbidímetro y registrar la lectura más alta de turbidez en NTU.

NH_4^+ . Para la determinación de este parámetro se utilizaron dos métodos, el primero es el de Nessler que mide el NH_4^+ en el rango de 0 a 2,5 mg/L, en el cual se debe preparar el blanco y la muestra. Para la preparación se debe colocar 25 mL de muestra y 25 mL de agua destilada en dos recipientes diferentes. En cada recipiente se agrega 3 gotas de estabilizador mineral y se invierten los recipientes varias veces hasta que se mezcle por completo, después, se añaden 3 gotas de alcohol polivinílico en cada recipiente y se los invierte varias veces nuevamente. Posteriormente se agrega 1 mL de reactivo Nessler y nuevamente se mezcla, para después dejarlo reposar por un minuto. Para la lectura se utilizó el espectrofotómetro Hach DR2800, donde se seleccionó el programa 380 y en dos celdas especiales se colocaron 10 mL de cada solución. La celda que contiene agua destilada es el blanco, para esta se debe insertar en el espectrofotómetro y se presiona el botón “Zero”. Después, para la celda que contiene la

solución preparada con la muestra se debe realizar lo anterior mencionado, con la diferencia de que en vez de presionar “Zero” se presiona “Read”.

El otro método es el de salicilato que mide el NH_4^+ en el rango de 0,4 a 50 mg/L. Al igual que el anterior método se debe preparar el blanco (agua destilada) y la muestra, los cuales siguen el mismo procedimiento. Este método se basa en la utilización de viales Test N Tube (TNT), en cada vial se agrega 0,1 mL de agua (muestra o agua destilada), después se añade una bolsa de salicilato de amonio, posteriormente se agrega una bolsa de cianurato de amonio y se agitan los viales hasta mezclar completamente. Después se deja reposar por 20 minutos. Finalmente, se realiza la medición mediante el espectrofotómetro en el programa 343.

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 NH_4^+ . En el caso de que al realizar el método de Nessler resultaba un valor fuera de rango, se realizaba una dilución más a la dilución ya realizada, es decir un FD de 25. Y nuevamente se volvía a realizar el método de Nessler.

DQO. Se utilizó el método colorimétrico de dicromato establecido por Hach Company (2007). En este método se utilizaron viales para DQO de dos rangos (rango bajo: 3 a 150 mg/L y rango alto: 20 a 1500 mg/L). Para este método se necesitó preparar un blanco para cada rango, para esto se colocó 2 mL de agua destilada en un vial de cada rango y se los volteó para mezclar e incentivar a la reacción del vial. Inmediatamente se colocaron los viales en un termoreactor digital Hach DRB200 por 2 horas, el cual debía estar precalentado a 150 °C. Una vez pasadas las 2 horas se dejaban enfriar los viales hasta 120°C y se los agitó y colocó fuera del termoreactor para que se enfríen a temperatura ambiente. Para las muestras se realizó el mismo procedimiento de los blancos, con la excepción de que en vez de agregar agua destilada se colocaron 2 mL de muestra.

Después se midió el DQO mediante un espectrofotómetro Hach DR2800, para esto primero se selecciona el programa dependiendo el rango del vial (programa 430 para rango bajo y 435 para rango alto). Una vez seleccionado el programa se inserta el blanco y se presiona el botón “Zero”, posteriormente se retira el blanco y se ingresa la muestra para su medición donde se presiona el botón “Read” y se registra el valor dado.

DBO₅. Para este parámetro se utilizó el método de respirómetro y una relación DQO/DBO₅. El método de respirómetro se utilizó en 6 puntos (3 ensayos en el primer

muestreo, 2 en el segundo y 1 en el tercero). Ya que, el ensayo tiene una duración de 5 días y debido a la limitación de tiempo solo fue posible este número de ensayos. Estos ensayos fueron utilizados para determinar una relación entre el DQO y la DBO₅. Para determinar la relación se dividió la DBO₅ para la DQO medida en cada punto que se utilizó el método de respirómetro. Después se utilizó la relación DQO/DBO₅ para calcular la DBO₅ de los puntos en los que no se utilizó el método de respirómetro.

El método de respirómetro se basó según Hach Company (1995), el cual se basa en colocar un volumen de muestra dependiendo del valor de DBO esperado a obtener (Tabla 4) en una botella para DBO.

Tabla 4.

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

Una vez agregado el volumen de muestra, se añade un imán de 3,8 cm y se coloca un tapón con grasa de sellado en el pico de la botella. En el tapón se agrega hidróxido de litio y se coloca la botella en la incubadora de DBO. Se configura la incubadora para realizar la medición por 5 días y se selecciona el rango de medición. Para la lectura se descargan los datos según el manual de Hach Company (1995).

Toma de muestras. Se realizó de acuerdo a las normas INEN 2226, 2176 y 2169, las cuales establecen principios para el muestreo, manejo y conservación de muestras. Se tomó en cuenta lo siguiente:

- Usar de recipientes apropiados, los cuales no deben ser causa de contaminación, volatilización, absorción o adsorción de los constituyentes a ser determinados, así como no deben reaccionar con ciertos constituyentes de la muestra. Ante esto se utilizaron botellas ámbar
- El volumen de muestra recogida debe ser suficiente para los análisis requeridos, y para cualquier repetición del análisis. Las botellas utilizadas en los muestreos tuvieron un volumen de 500 ml, el cual era suficiente para realizar los análisis elegidos.

- Se debe llenar los frascos completamente y taparlos de tal forma que no exista aire sobre la muestra. Pues el oxígeno puede alterar los resultados de la DQO, DBO₅ y NH₄⁺
- Las muestras se deben conservar guardándose a temperaturas más bajas que la temperatura a la que se recolectó, refrigerando o congelando las muestras entre 2°C a 5°C, y almacenando en un lugar oscuro. Esto se toma en cuenta, ya que debido a las horas establecidas para la toma de muestra hace imposible su transporte inmediato, por lo tanto, fue necesario almacenarlas a temperaturas entre 2°C y 5°C para evitar que se den los procesos de degradación de MO y nitrificación, los cuales afecten los resultados de los parámetros.

5.3.5. *Análisis e interpretación de los valores obtenidos del programa de monitoreo*

Se realizó un análisis estadístico descriptivo de cada variable. Se calculó el valor promedio de las variables en cada punto de muestreo. También se obtuvieron los valores mínimos y máximos, que indican la variabilidad de los parámetros analizados a lo largo del tramo de estudio.

Los valores promedio se compararon con la legislación ecuatoriana, específicamente con el Libro VI del TULSMA. Para los puntos de control se tomaron en cuenta los criterios de calidad admisibles para aguas de uso estético y aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces (Tabla 1). Mientras que para los vertidos se utilizó la Tabla 2, la cual menciona los límites máximos permisibles para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce.

5.4. Metodología del segundo objetivo

Para el modelamiento matemático de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo de estudio, se generó un modelo propio con el software Excel 2019. El modelo tiene por objetivo determinar la variación de la concentración del oxígeno a lo largo del tramo de estudio. De forma general, los pasos seguidos para la generación del modelo matemático son los siguientes:

- 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 NH_4^+ , conforme las hipótesis de partida y condiciones particulares de cada segmento.

En los apartados subsiguientes se procederá de detallar la metodología seguida para el desarrollo de los ítems mencionados previamente.

5.4.1. Hipótesis de partida

El modelo matemático desarrollado toma en cuenta la concentración de NH_4^+ , MO y OD. Se basa en la ley de la conservación de la materia, donde se toma en cuenta el transporte del contaminante, así como también de términos de fuentes y/o sumideros que afectan a la concentración del OD, MO y NH_4^+ (Ec. 37).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(u_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(u_z C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) \pm \sum \frac{S}{V}$$

Ec. 37

Donde:

$C(x, y, z, t)$ = Concentración del contaminante (mg/L)

t = Tiempo (s)

u_x, u_y, u_z = Vector velocidad del agua (m/s)

E_x, E_y, E_z = Coeficiente de difusión/dispersión (m^2/s)

$\sum \frac{S}{V}$ = Términos fuentes o sumideros del contaminante (mg/L s).

Se deben establecer hipótesis que condicionen el modelo, para simplificar la ecuación y poder simular los procesos de una forma más real (Trento, 2001), de acuerdo a esto se proponen las siguientes hipótesis:

- Vertido puntual y constante de MO y NH_4^+
- El caudal y composición del vertido son constantes con el tiempo.
- Velocidad, profundidad y ancho del río constante en cada subtramo, por lo
- Predomina el transporte advectivo ($E=0$)
- 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 reaireación superficial con la atmosfera.

Al aplicar las hipótesis a la Ec. 37, se obtiene la ecuación general utilizada para los modelos de MO, OD y NH_4^+ . La ecuación está conformada por el transporte advectivo y los términos fuente sumidero de cada variable:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uC) \pm \sum \frac{S}{V} \quad \text{Ec. 38}$$

Donde:

C = Concentración del contaminante (mg/L)

u = velocidad del río (m/d)

$\sum \frac{S}{V}$ = Términos fuentes o sumideros del contaminante (mg/L s).

5.4.2. Segmentación del río

Antes de desarrollar las ecuaciones del modelo se debe segmentar el río en subtramos dependiendo de la geometría y velocidad, ya que dependiendo de estas condiciones se verá influenciada la concentración de los contaminantes (Ji, 2008). Ante esto, para establecer los subtramos se tomaron en cuenta los siguientes criterios mencionados por Sierra (2011):

- Los segmentos corresponden a tramos de la corriente en los cuales el caudal, la sección y la pendiente permanecen aproximadamente constantes.
- Cuando se da la presencia de un vertido o tributario, ya que estos pueden afectar en la concentración de los contaminantes.
- Cuando se da la presencia de azudes, ya que estas estructuras producen una mayor reaireación, lo cual afecta a la concentración del contaminante.

5.4.3. Formulación de ecuaciones de transporte

Una vez definidas las hipótesis y segmentos del río se desarrollan las ecuaciones para cada subtramo en función de la Ec. 38 y de las variables estudiadas (OD, MO y NH_4^+). Es decir, se generó un sistema de 3 ecuaciones, para su posterior resolución mediante el método de Euler

Condiciones iniciales de cada subtramo. Este cálculo se basa en un balance de materia, el cual se realiza siempre que exista un nuevo vertido, ya que las condiciones del vertido afectan a las condiciones del río, estableciendo unas nuevas condiciones iniciales para cada subtramo. En la Tabla 5 se presentan las ecuaciones utilizadas para calcular las condiciones iniciales de cada parámetro

Tabla 5.*Ecuaciones generales de balances de materia para cada subtramo en el punto 0*

Parámetro	Ecuación	Donde:
Caudal	$Q_{0,i} = Q_r + Q_v$	Ec. 39 Q_r = Caudal del río (L/s) Q_v = Caudal de vertido (L/s)
Materia Orgánica	$L_{0,i} = \frac{Q_r L_r + Q_v L_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 40 L_r = MO del río (mg/L) L_v = MO del vertido (mg/L)
Temperatura	$T_{0,i} = \frac{Q_r T_r + Q_v T_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 41 T_r = Temperatura del río (°C) T_v = Temperatura del vertido (°C)
Oxígeno Disuelto	$[O_2]_{0,i} = \frac{Q_r [O_2]_r + Q_v [O_2]_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 42 O_{2r} = OD del río (mg/L) O_{2v} = OD del vertido (mg/L)
Amonio	$[NH_4^+]_{0,i} = \frac{Q_r [NH_4^+]_r + Q_v [NH_4^+]_v}{Q_r + Q_v}$	Ec. 43 $NH_4^+_r$ = NH_4^+ del río (mg/L) $NH_4^+_v$ = NH_4^+ del vertido (mg/L) i = número de tramo

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 a los azudes, pues estos intervienen en la transferencia de oxígeno entre la atmósfera y el agua (Butts y 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:

$$r = 1 + 0,38abH(1 - 0,11H)(1 + 0,046T) \quad \text{Ec. 44}$$

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)

D_1 = Déficit de OD antes del azud (mg/L)

D_2 = 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 6 (Chapra et al., 2014).

Tabla 6.*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
	Curvado	0.45
Ancha y redondeada	Curvado	0.75
	Recto inclinado	1
Afilada	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 ($OD = O_{sat} - D_2$)

$$r = \frac{D_1}{D_2} \quad \text{Ec. 45}$$

Donde:

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

D_1 = Déficit de OD antes del azud (mg/L)

D_2 = Déficit después del azud (mg/L)

Para un mejor entendimiento del proceso, se presenta el siguiente ejemplo, donde se tiene un azud de cresta ancha y plana con un talud vertical aguas abajo, el cual tiene una diferencia de elevación de 3 m. El río tiene una calidad del agua moderadamente contaminada, con un OD antes del azud de 7,23 mg/L a una temperatura de 18,09°C y un oxígeno de saturación de 7,28 mg/L. Se desea conocer la concentración de OD después del azud.

Primero se utiliza la Ec. 44 para calcular la relación “r”, para esto se debe seleccionar los valores de a y b de acuerdo a las condiciones del río y al tipo de azud. Por lo tanto, $a = 1$ y $b = 0,6$.

$$r = 1 + 0,38 \cdot 1 \cdot 0,6 \cdot 3 \cdot (1 - 0,11 \cdot 3)(1 + 0,046 \cdot 18,09)$$

$$r = 1,84$$

A continuación, despeja D_2 de la Ec. 45:

$$D_2 = \frac{D_1}{r}$$

$$D_2 = \frac{7,28 \text{ mg/L} - 7,23 \text{ mg/L}}{1,84} = 0,03$$

Finalmente se calcula el OD después del azud:

$$D_2 = (O_{sat} - O_2)$$

$$O_2 = O_{sat} - D_2 = 7,28 \text{ mg/L} - 0,03$$

$$O_2 = 7,25 \text{ mg/L}$$

De esta forma se tiene que el OD después del azud es de 7,25 mg/L.

Después de calculadas las condiciones iniciales de cada subtramo se pueden implementar las siguientes ecuaciones:

Modelamiento de la materia orgánica (L). 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 ($k_{1(20^\circ\text{C})}$), la cual debe ser corregida mediante un factor θ , ya que la constante está dada a una temperatura de referencia de 20°C. 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.

$$\frac{dL}{dt} = -\frac{u}{dx} L - L \cdot k_{1(20^\circ\text{C})} \cdot \theta^{T-20} \cdot \left(\frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \right) \quad \text{Ec. 46}$$

Donde:

u = Velocidad del cauce (m/d)

L = Concentración de materia orgánica del río (mg/L)

$k_{1(20^\circ\text{C})}$ = Constante de biodegradación de la MO a 20°C (d^{-1})

k_s = Constante de semisaturación de la MO (mg/Ld)

Θ = Factor de corrección en función de la temperatura (adimensional)

T = Temperatura del río (°C)

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto del río (mg/L)

Modelamiento del amonio (NH₄⁺). Para el amonio se consideró a la nitrificación como sumidero, la cual está determinada por la constante de nitrificación (k_n), que debe ser corregida a la temperatura del río, pues generalmente está dada a 20°C. Al igual que la ecuación de la MO, en el amonio se agregó un término de Monod para limitar este proceso según la concentración del oxígeno.

$$\frac{d[NH_4^+]}{dt} = -\frac{u d[NH_4^+]}{dx} - [NH_4^+] \cdot k_{n(20^\circ C)} \cdot \theta^{T-20} \cdot \left(\frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} \right) \quad \text{Ec. 47}$$

Donde:

u = Velocidad del cauce (m/d)

[NH₄⁺] = Concentración de amonio del río (mg/L)

k_{n(20°C)} = Constante de nitrificación a 20°C (d⁻¹)

Θ = Factor de corrección en función de la temperatura (adimensional)

T = Temperatura del río (°C)

k_{sn} = Constante de semisaturación del amonio (mg/Ld)

[O₂] = Oxígeno disuelto del río (mg/L)

Modelamiento del oxígeno disuelto (OD). Para el OD se tomaron en cuenta los procesos de degradación de la MO y la nitrificación como sumideros de OD, mientras que la reaireación con la atmosfera fue tomada como una fuente para la concentración de OD.

La reaireación está controlada por la constante de reaireación (k₂) y el déficit de oxígeno (D). La constante de reaireación debe ser corregida según la temperatura del río, pues al igual que las constantes mencionadas anteriormente, k₂ está dada a una temperatura de referencia de 20°C. El déficit de oxígeno es la diferencia entre el oxígeno de saturación (O_{sat}) y el oxígeno disuelto del río.

$$\begin{aligned} \frac{d[O_2]}{dt} = & -\frac{u d[O_2]}{dx} + D \cdot k_{2(20^\circ C)} \cdot \theta^{T-20} - L \cdot k_{1(20^\circ C)} \cdot \theta^{T-20} \cdot \left(\frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \right) \\ & - [NH_4^+] \cdot a_n \cdot k_{n(20^\circ C)} \cdot \theta^{T-20} \cdot \left(\frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} \right) \end{aligned} \quad \text{Ec. 48}$$

Donde:

u = Velocidad del cauce (m/d)

[O₂] = Oxígeno disuelto del río (mg/l)

k_{2(20°C)} = Constante de reaireación (d⁻¹)

D = Déficit de oxígeno ([O₂]_{sat} - [O₂]) (mg/L)

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

L = Concentración de materia orgánica del río (mg/L)

$k_{1(20^\circ C)}$ = Constante de biodegradación de la MO a 20°C (d^{-1})

k_s = Constante de semisaturación de la MO (mg/Ld)

Θ = Factor de corrección en función de la temperatura (adimensional)

T = Temperatura del río (°C)

$[NH_4^+]$ = Concentración de amonio del río (mg/L)

a_n = Factor de consumo de oxígeno (4,57 g O₂/ g N)

$k_{n(20^\circ C)}$ = Constante de nitrificación a 20°C (d^{-1})

k_{sn} = Constante de semisaturación del amonio (mg/Ld)

5.4.4. Constantes cinéticas

En el apartado anterior se presentó las ecuaciones de transporte, las cuales están conformadas por constantes cinéticas, las cuales gobiernan el comportamiento de la calidad del agua en el río (Sierra, 2011), ante esto en el presente apartado se dan a conocer los métodos de cálculo para la determinación de dichas constantes:

Constante de biodegradación de la MO (k_1). Esta constante es indispensable para determinar el comportamiento de la DBO en el tiempo, ya que mide la tasa o velocidad de degradación de la materia orgánica presente en un sistema acuático (Benjumea Hoyos, 2018), puede determinarse por distintos métodos de cálculo, sin embargo, en el presente estudio se utilizó la ecuación propuesta por Chapra, (2008) ya que el río Malacatos cumple con las condiciones para aplicarla ($0 \leq H \leq 2.4$ m):

$$k_{1(20^\circ C)} = 0.3 \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434} \quad \text{Ec. 49}$$

Donde:

$k_{1(20^\circ C)}$ = Constante de biodegradación de la MO a 20°C (1/d)

H = Profundidad del río (m)

Constante de reaireación (k_2). Mide la transferencia del oxígeno de la atmósfera al agua (Sierra, 2011), la constante puede determinarse a través de varios métodos, en la presente investigación se utilizó la ecuación propuesta por Owens et al., (1964), ya que la zona de estudio cumple con los criterios de profundidad ($0.12 \leq H \leq 0.73$ m) y velocidad ($0.03 \leq V \leq 0.55$ m/s) recomendadas:

$$k_{2(20^{\circ}C)} = 3.93 \frac{v^{0.5}}{H^{1.5}} \quad \text{Ec. 50}$$

Donde:

$k_{2(20^{\circ}C)}$ = Constante de reaireación (1/d)

v = Velocidad del río (m/d)

H = Profundidad del río(m)

Constante de nitrificación (k_n). Describe la velocidad a la que se produce la nitrificación, es decir, la transformación del amoníaco y los iones amonio en nitritos y luego en nitratos (Rivera, 2015). Debido a la falta de datos se utilizó la constante obtenida por Zúñiga (2014) en su estudio

Constantes de semisaturación (k_s y k_{sn}). La constante de semisaturación representa la concentración de sustrato en que la tasa de crecimiento microbiano alcanza la mitad de su valor máximo (Álvarez et al., 2019), a continuación, se muestran las ecuaciones utilizadas para su cálculo:

$$k_s = -\frac{k_1}{2} * L \quad \text{Ec. 51}$$

$$k_{sn} = -\frac{k_n}{2} * [NH_4^+] \quad \text{Ec. 52}$$

Donde:

k_1 = Constante de desoxigenación de MO (d^{-1})

k_n = Constante de nitrificación (d^{-1})

k_s = Constante de semisaturación de la DBO (mg/Ld)

k_{sn} = Constante de semisaturación del amonio (mg/Ld)

L = DBO (mg/L)

$[NH_4^+]$ = Nitrógeno amoniacal (mg/L)

Corrección por temperatura de las constantes. Se debe tener en cuenta que las constantes se ven afectadas por la temperatura, ya que, dependiendo de esta, los procesos que representa cada una de las constantes pueden suceder a una mayor o menor velocidad, además estas constantes son determinadas a una temperatura de referencia de 20°C, ante esto es importante corregir las constantes k_d , k_a y k_N , esto se realiza a partir de la ecuación de Arrhenius (Chapra, 2008; Sierra, 2011), como se muestra a continuación:

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

Ec. 53

Donde:

$k_{20^{\circ}\text{C}}$ = Constante cinética (k_d , k_a , k_N) a 20°C (d^{-1})

T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

θ = Factor de corrección en función de la temperatura, Chapra (2008), menciona los siguientes valores típicos que se le pueden atribuir al factor (Tabla 7).

Tabla 7.

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)

5.5. Metodología del tercer objetivo

En este apartado se dará a conocer la metodología empleada para comprobar la exactitud del modelo. De forma general, los pasos seguidos fueron:

- Análisis de sensibilidad para conocer la influencia de cada proceso dentro del modelo.
- Calibración del modelo mediante el método de ensayo y error.

5.5.1. Análisis de sensibilidad

Antes de la calibración es importante conocer la influencia que tienen los procesos dentro del modelo. Para esto se realizó un análisis de sensibilidad, en el que se varió el valor de cada constante (k_1 , k_s , k_n , k_{sn} y k_2) en $\pm 10\%$ para cada uno de los subtramos. La variación de las constantes se realizó una a la vez. Es importante destacar que los factores de corrección de cada cinética también se podrían variar, pero estos ya han sido ampliamente estudiados, por ende, son muy confiables.

Para determinar el nivel de variación de cada una de estas constantes, se utilizó la Ec. 54. Posteriormente se obtuvo el promedio de variaciones por constante, donde los porcentajes con un mayor valor son los más influyentes en el modelo.

$$\% \text{variación} = \left(\frac{\text{valor de } [\text{O}_2] \text{ modelado}}{\text{valor de } [\text{O}_2] \text{ con variación}} - 1 \right) \cdot 100\% \quad \text{Ec. 54}$$

A continuación, se presenta un ejemplo con la finalidad de dar una mejor explicación sobre este proceso:

En el siguiente ejemplo se realizará un análisis de sensibilidad en el que se conocerá la variación en porcentaje que la constante k_1 y k_n producen en los datos de OD mostrados en la Tabla 8. La k_1 tiene un valor de $0,087 \text{ d}^{-1}$ y $k_n = 0.07 \text{ d}^{-1}$:

Tabla 8.

Datos de OD para el ejemplo de analisis de sensibilidad

Subtramo	OD Modelado
	7,394
	7,395
	7,396
	7,398
	7,399
1	7,400
	7,401
	7,403
	7,404
	7,405
	7,406
	7,363
	7,364
	7,365
2	7,366
	7,368
	7,369
	7,370
	7,371

Primero se debe realizar la variación de las constantes en $\pm 10\%$, dando como resultado lo siguiente:

Tabla 9.

Variación de las constantes k_1 y k_n del ejemplo de análisis de sensibilidad

Constante	Variación		
	0	+10%	-10%
$k_1 \text{ (d}^{-1}\text{)}$	0,087	0,095	0,078
$k_n \text{ (d}^{-1}\text{)}$	0,074	0,081	0,066

Seguidamente, se utiliza las constantes variadas para obtener los nuevos resultados de OD, obteniendo lo siguiente:

Tabla 10.

OD calculado con las constantes k_1 y k_n variadas en $\pm 10\%$, para el análisis de sensibilidad

Subtramo	OD	OD con k_1	OD con k_2	OD con k_n	OD con k_n
	Modelado	+10%	-10%	+10%	-10%
1	7,394	7,394	7,394	7,394	7,394
	7,395	7,395	7,395	7,396	7,395
	7,396	7,396	7,397	7,398	7,395
	7,398	7,397	7,398	7,399	7,396
	7,399	7,398	7,399	7,401	7,397
	7,400	7,399	7,401	7,403	7,398
	7,401	7,400	7,402	7,405	7,398
	7,403	7,401	7,404	7,406	7,399
	7,404	7,402	7,405	7,408	7,400
	7,405	7,403	7,406	7,410	7,400
	7,406	7,404	7,408	7,412	7,401
2	7,363	7,363	7,363	7,363	7,363
	7,364	7,364	7,364	7,364	7,363
	7,365	7,365	7,364	7,366	7,364
	7,366	7,366	7,365	7,368	7,365
	7,368	7,366	7,366	7,370	7,365
	7,369	7,367	7,367	7,371	7,366
	7,370	7,368	7,367	7,373	7,367
	7,371	7,369	7,368	7,375	7,368

Después se calcula el porcentaje de variación con la Ec. 54 en cada uno de los valores obtenidos en la Tabla 10, para finalmente calcular el promedio de estas variaciones:

Tabla 11.

Porcentaje de variación de los datos de OD con k_1 y k_n variadas en $\pm 10\%$

Subtramo	OD con k_1	OD con k_1	OD con k_n	OD con k_n
	+10%	-10%	+10%	-10%
1	3,52E-05	1,94E-05	7,11E-05	7,06E-05
	7,03E-05	3,87E-05	1,42E-04	1,41E-04
	1,05E-04	5,81E-05	2,13E-04	2,12E-04
	1,41E-04	7,74E-05	2,84E-04	2,82E-04
	1,76E-04	9,67E-05	3,55E-04	3,53E-04
	2,11E-04	1,16E-04	4,26E-04	4,23E-04
	2,46E-04	1,35E-04	4,97E-04	4,94E-04
	2,81E-04	1,55E-04	5,68E-04	5,65E-04
	3,16E-04	1,74E-04	6,39E-04	6,35E-04
	3,51E-04	1,93E-04	7,10E-04	7,05E-04
2	3,63E-05	5,93E-05	7,15E-05	7,10E-05
	7,26E-05	1,19E-04	1,43E-04	1,42E-04
	1,09E-04	1,78E-04	2,14E-04	2,13E-04
	1,45E-04	2,37E-04	2,86E-04	2,84E-04
	1,81E-04	2,96E-04	3,57E-04	3,55E-04

	2,18E-04	3,56E-04	4,28E-04	4,25E-04
	2,54E-04	4,15E-04	5,00E-04	4,96E-04
Promedio:	1,73E-04	1,60E-04	3,48E-04	3,45E-04

De los promedios obtenidos, se observa que el valor del OD con k_n variada con +10% tiene una mayor variación promedio, por lo tanto, tiene más influencia en el modelo.

5.5.2. Calibración del modelo

Cuando ya se conocen las constantes más influyentes, se debe calibrar el modelo, para esto se utilizó el método ensayo y error, el cual se basa en el ajuste de las constantes del modelo, de manera que los resultados del modelo se aproximen con mayor exactitud a los datos observados. Se tomaron en cuenta dos enfoques generales para comparar los resultados del modelo con los datos medidos (Chapra, 2008; Ji, 2008):

1. **Comparaciones cualitativas**, las cuales se basan en comparaciones visuales de los resultados del modelo con los datos medidos, por ejemplo, al observar en las gráficas la aproximación de los datos medidos con los datos calculados
2. **Comparaciones cuantitativas**, utilizan análisis estadísticos para medir cuantitativamente la adecuación de los resultados del modelo a los datos, ante esto se calculó el Error Relativo de la Media Cuadrática (RRE) ya que ha sido utilizado en estudios de modelamiento de la calidad de ríos (Ji et al., 2002), estuarios y lagos (Ji et al., 2004). Sierra, (2011) menciona que el ajuste es aceptable cuando las diferencias entre los valores calculados con el modelo y los valores medidos en el campo son menores del 10%. A continuación, se presenta la ecuación:

$$RRE = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (O_n - P_n)^2}}{O_{max} - O_{min}} \times 100 \quad \text{Ec. 55}$$

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 y realizar las comparaciones cualitativas, se tomó en cuenta los valores de OD, DBO y NH_4^+ 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 12 se presentan los rangos utilizados para el estudio (Pazmiño Rodríguez, 2020; Rivera, 2015).

Tabla 12.

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 encontrarán los resultados obtenidos para cada objetivo, entre estos se encuentran:

1. Resultados de la línea base, como la ubicación de puntos de interés (vertidos, puntos de control y azudes) y los resultados del programa de monitoreo
2. Los resultados del desarrollo del modelo
3. Resultados para comprobar la exactitud del modelo como: el análisis de sensibilidad y la calibración del modelo.

6.1. Resultados del primer objetivo

Aquí se da a conocer los resultados de la línea base, como la ubicación de los puntos de interés, resultados de los parámetros y la comparación de los resultados del programa de monitoreo con la normativa

6.1.1. *Ubicación de puntos de interés*

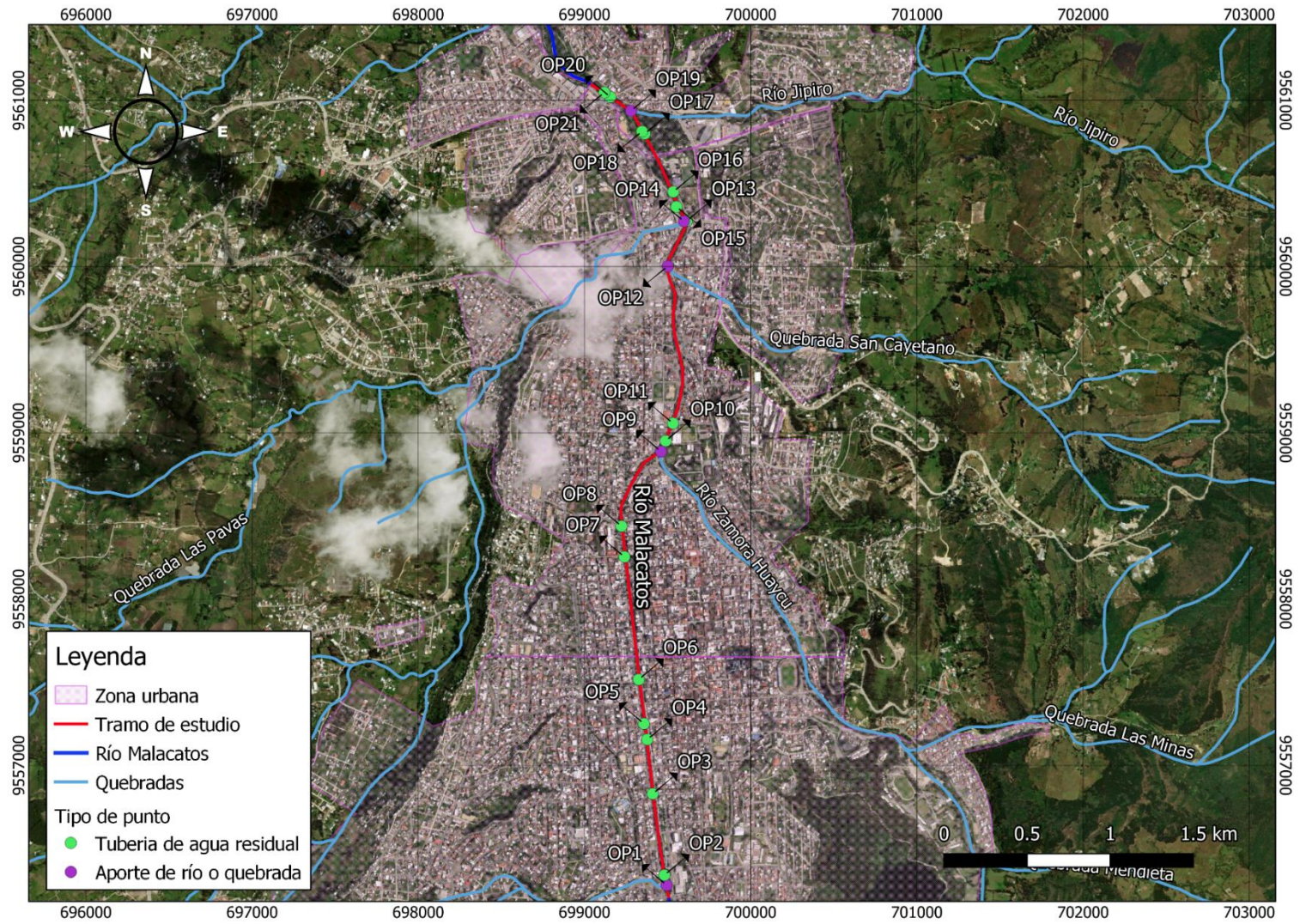
El tramo de estudio tiene una distancia total de 5,3 Km, donde se identificaron puntos de vertido, azudes y se establecieron puntos de control, a continuación, se presenta los puntos encontrados:

Puntos de vertido. Preliminarmente se encontraron 22 vertidos, pero al determinar el nivel de influencia de cada punto en el río, se eliminó un punto pues no tenía una gran influencia en la calidad del río. De esta forma se obtuvieron 21 puntos de muestreo en el tramo de estudio, los cuales se diferencian entre: 16 vertidos de ARU, 3 quebradas y 2 ríos, los cuales se presentan a continuación en la Tabla 13 y Figura 11.

Tabla 13.*Descripción de los puntos de vertidos en el tramo de estudio*

	Etiqueta	Tipo	Ubicación en el río (sur a norte)	Referencia	Coordenadas UTM
Río Malacatos	OP1	Q. Viveros	Izquierda	Al lado del puente peatonal frente a Supermaxi	17 M 699495 9556280
	OP2	ARU	Derecha	Frente a la puerta de ingreso de vehículos del Supermaxi	17 M 699481 9556340
	OP3	ARU	Derecha	Puente de la calle Gonzanamá	17 M 699411 9556830
	OP4	ARU	Derecha	Puente de la calle Cariamanga	17 M 699378 9557156
	OP5	ARU	Izquierda	Puente de la calle Catacocha	17 M 699358 9557251
	OP6	ARU	Izquierda	Bajo el puente peatonal de la parada Plaza de la independencia (monumento “El León”)	17 M 699326 9557516
	OP7	ARU	Izquierda	Puente de la calle Imbabura (Frente al Parque Simón Bolívar)	17 M 699240 9558254
	OP8	ARU	Izquierda	Frente al Hospital Isidro Ayora	17 M 699223 9558439
Río Zamora	OP9	R. Zamora Huayco	Derecha	Av. Emiliano Ortega (El barco)	17 M 699460 9558889
	OP10	ARU	Derecha	Frente a la zona de descarga del Gran AKI	17 M 699489 9558952
	OP11	ARU	Derecha	Puente de la calle Guaranda	17 M 699533 9559058
	OP12	Q. San Cayetano	Derecha	Unos 30 metros después del puente peatonal de la calle Chone	17 M 699502 9560002
	OP13	ARU	Derecha	Puente de la calle Transversal Sur	17 M 699616 9560276
	OP14	Q. Las Pavas	Izquierda	Puente de la calle Transversal Sur	17 M 699599 9560273
	OP15	ARU	Izquierda	Intersección de la calle Juan José Flores con la Av. Velazco Ibarra	17 M 699554 9560360
	OP16	ARU	Derecha	Puente de la calle Daniel Armijos	17 M 699535 9560450
	OP17	Parque Jipiro	Derecha	Laguna del Parque Jipiro	17 M 699362 9560799
	OP18	ARU	Izquierda	Frente a la Laguna del Parque Jipiro	17 M 699347 9560813
	OP19	R. Jipiro	Derecha	Puente peatonal de la calle Espinel (Parque Jipiro)	17 M 699280 9560938
	OP20	ARU	Derecha	Frente a Estación norte Bomberos de Loja	17 M 699156 9561020
	OP21	ARU	Derecha	Frente al Centro de Educación inicial Hugo Guillermo	17 M 699120 9561047

Figura 11.
Ubicación de puntos de vertido



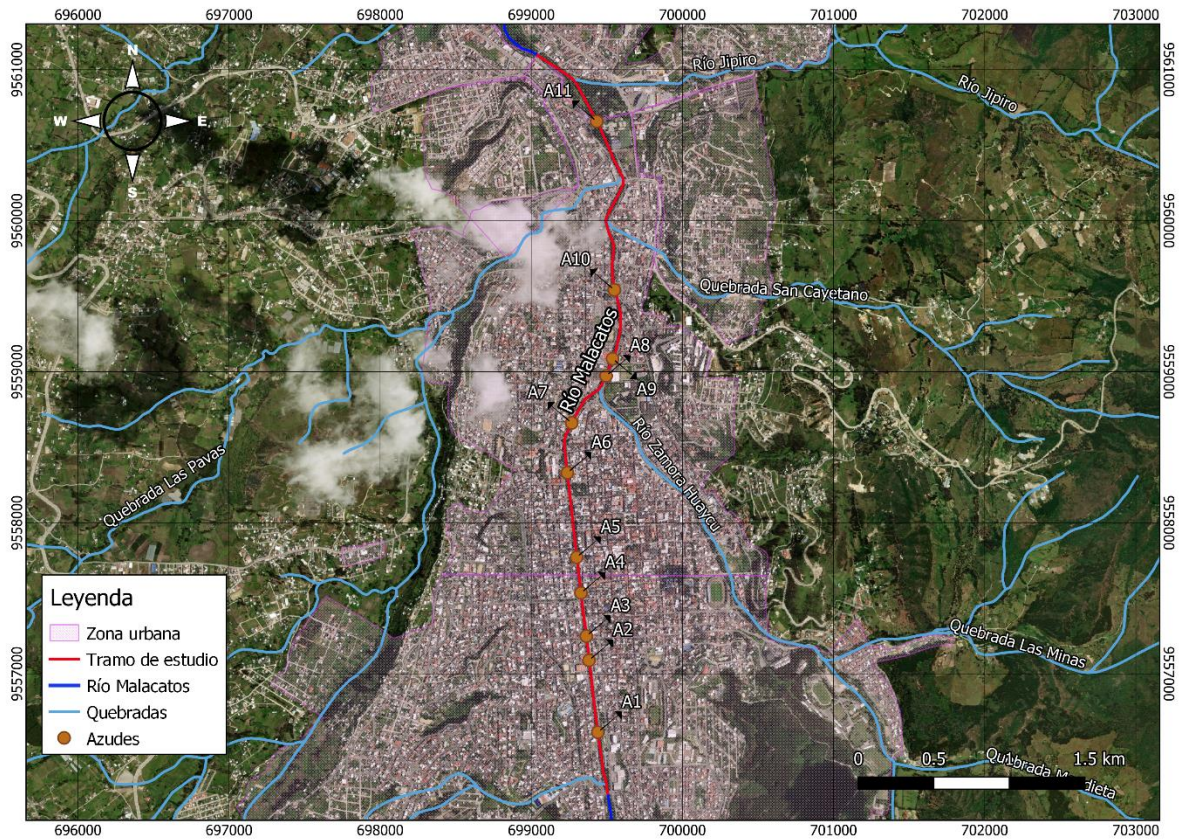
Azudes. Se identificaron 11 azudes a lo largo del tramo, los cuales se representan en la Figura 12 y en la Tabla 14 se presenta su ubicación en el río y el tipo de azud.

Tabla 14.

Descripción de azudes en el tramo de estudio

	Etiqueta	Coordenadas UTM	Referencia (sur a norte)	Tipo de Azud
Río Malacatos	A1	17 M 699440 9556612	A 20 m de la calle Chile	Cresta ancha y plana con talud vertical aguas abajo
	A2	17 M 699381 9557090	Frente al coliseo Ciudad de Loja	Cresta ancha y plana con talud vertical aguas abajo
	A3	17 M 699364 9557251	A 10 m de la calle Catacocha	Cresta ancha y plana con talud curvado aguas abajo
	A4	17 M 699328 9557537	Bajo el puente peatonal de la parada Plaza de la independencia (monumento “El León”)	Cresta ancha y plana con talud vertical aguas abajo
	A5	17 M 699300 9557771	Frente al pasaje FEUE	Cresta ancha y plana con talud vertical aguas abajo
	A6	17 M 699238 9558332	Frente a la Cruz Roja	Cresta ancha y plana con talud curvado aguas abajo
	A7	17 M 699268 9558661	Frente a la escuela José Ángel Palacios	Cresta ancha y plana con talud curvado aguas abajo
Río Zamora	A8	17 M 699495 9558972	Frente al Gran AKI	Cresta ancha y plana con talud vertical aguas abajo
	A9	17 M 699537 9559086	A 10 m de la calle Guaranda	Cresta afilada con talud vertical aguas abajo
	A10	17 M 699549 9559542	A 20 m de la calle Riobamba	Cresta afilada con talud vertical aguas abajo
	A11	17 M 699434 9560655	Frente a la pista de deportes extremos del Parque Jipiro	Cresta ancha y redonda con talud curvado

Figura 12.
Ubicación de azudes

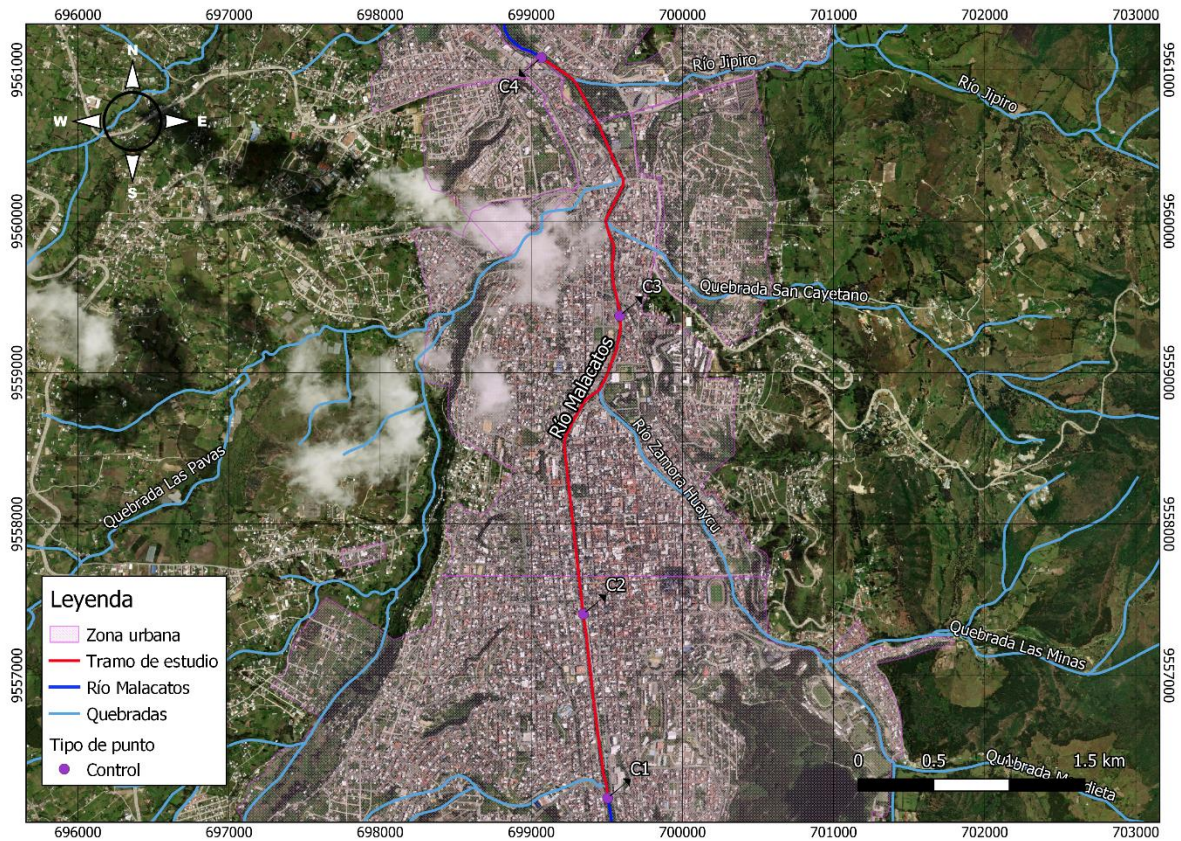


Puntos de control. Se establecieron 4 puntos de control a lo largo del río, en la siguiente tabla se muestra las coordenadas y la referencia de cada uno, además en la Figura 13 se visualiza la ubicación de dichos puntos:

Tabla 15.
Descripción de puntos de control en el tramo de estudio

Etiqueta	Referencia	Coordenadas UTM
C1	Puente de la Av. Gobernación del Mainas	17 M 699505 9556191
C2	Frente a la Universidad Internacional del Ecuador (UIDE)	17 M 699344 9557406
C3	Frente al IESS Manuel Ygnacio Monteros	17 M 699585 9559376
C4	Puente de la calle Jaime Roldós Aguilera	17 M 699065 9561080

Figura 13.
Ubicación de puntos de control



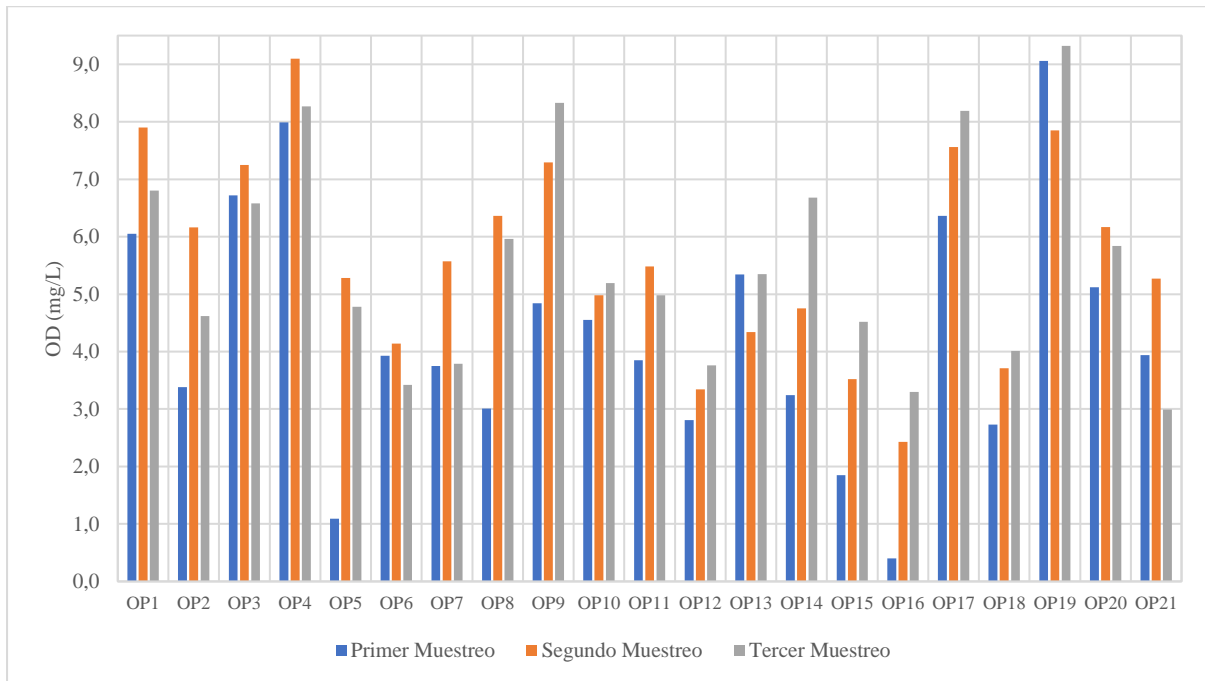
6.1.2. Programa de monitoreo

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en el programa de muestreo, el cual se encuentra dividido en los resultados de cada parámetro (OD, temperatura, conductividad, salinidad, pH, DQO, DBO, NH_4^+ y turbidez) en cada muestreo para los puntos de vertido y los puntos de control:

Parámetros de los puntos de vertido. A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los puntos de vertido:

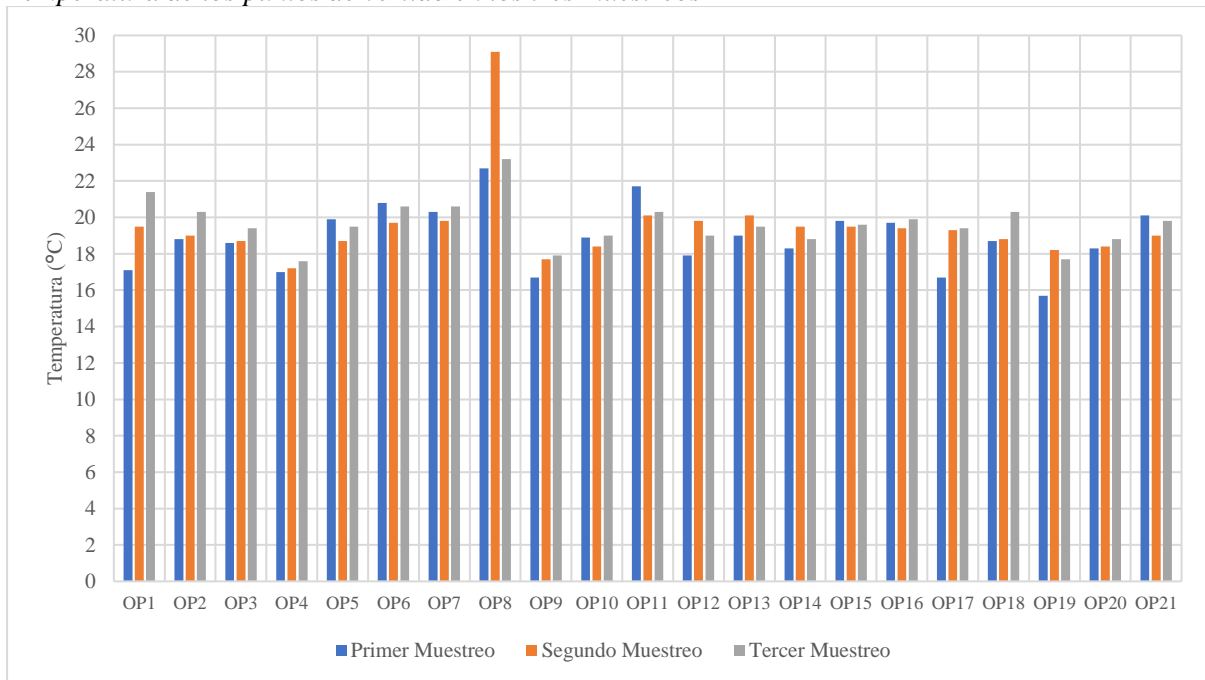
OD. En la Figura 14 se muestran los resultados obtenidos en los tres muestreos. En el punto OP19 se obtuvieron los mayores valores, teniendo un promedio 8,74 mg/L. Mientras que el valor promedio menor de los tres muestreos fue de 2,04 mg/L en el punto OP16. En todo el tramo se obtuvo un valor promedio de 5,16 mg/L.

Figura 14.
OD de los puntos de vertido en los tres muestreos



Temperatura. Se determino una temperatura promedio de 19,35 °C, siendo los valores más altos encontrados en el punto OP8 con una media de 25 °C y los más bajos en OP19 con un promedio de 17,20 °C.

Figura 15.
Temperatura de los puntos de vertido en los tres muestreos

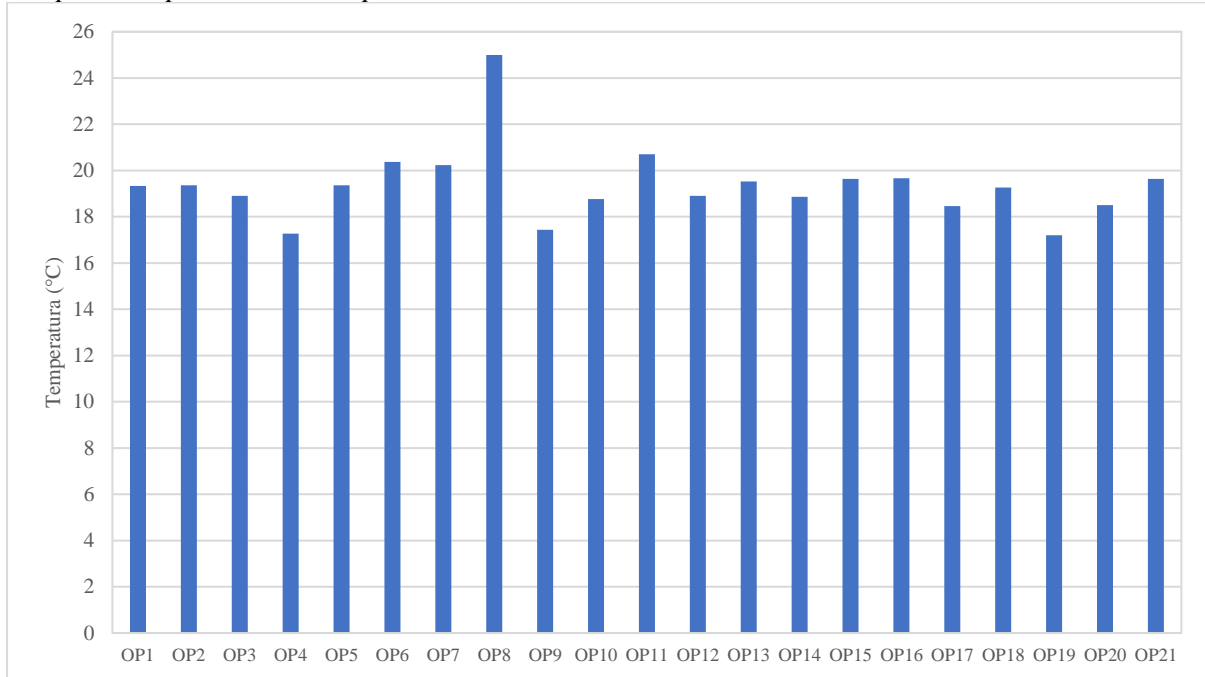


La norma ambiental ecuatoriana especifica que el límite máximo permisible (LMP) para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce con respecto a la temperatura es de ± 3

°C de la condición natural, siendo la condición natural de 25 °C, por lo tanto, en el segundo muestreo en el punto OP8 se incumplió esta norma, pues se registró una temperatura de 29.1 °C. Pero al comparar estos límites con los valores promedios de los tres muestreos (Figura 16), se observa que los vertidos no superan este LMP.

Figura 16.

Temperatura promedio de los puntos de vertido



Conductividad. Se obtuvo un valor promedio de conductividad en el tramo de estudio de 668,57 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo los valores más altos registrados en el punto OP7 y los valores mínimos en OP17 y OP19 con un valor promedio de 62,60 y 73,93 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente (Figura 17 y Figura 18).

Figura 17.
Conductividad de los puntos de vertido en los tres muestreos

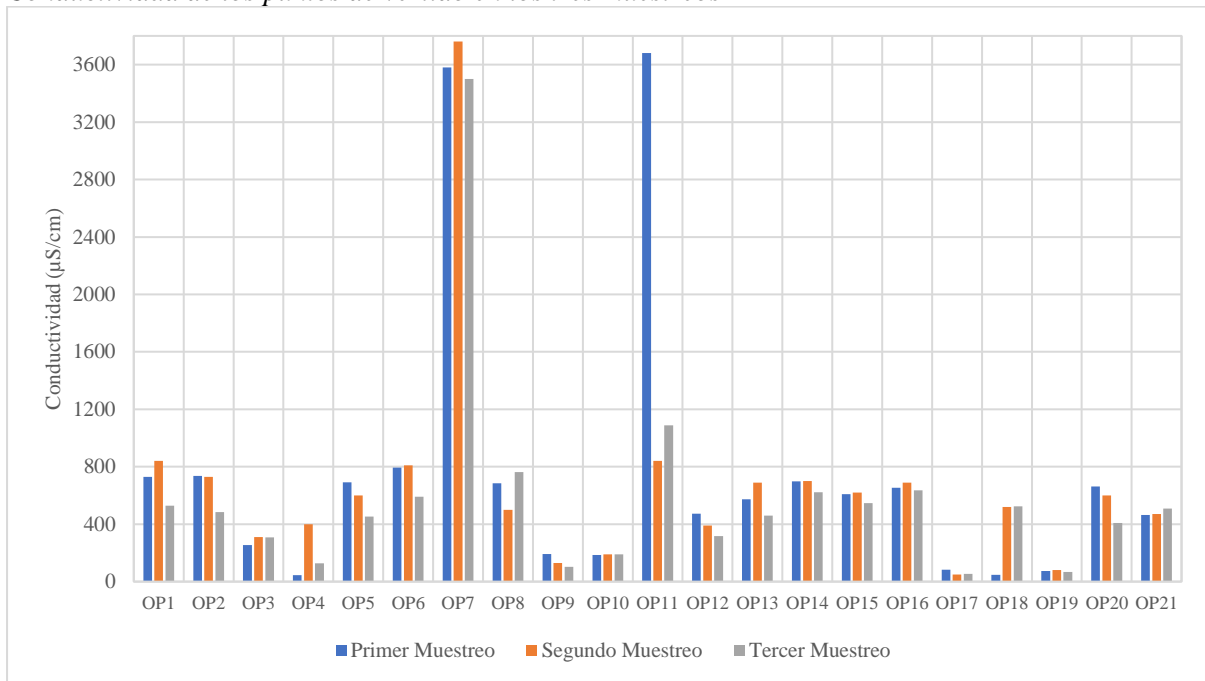
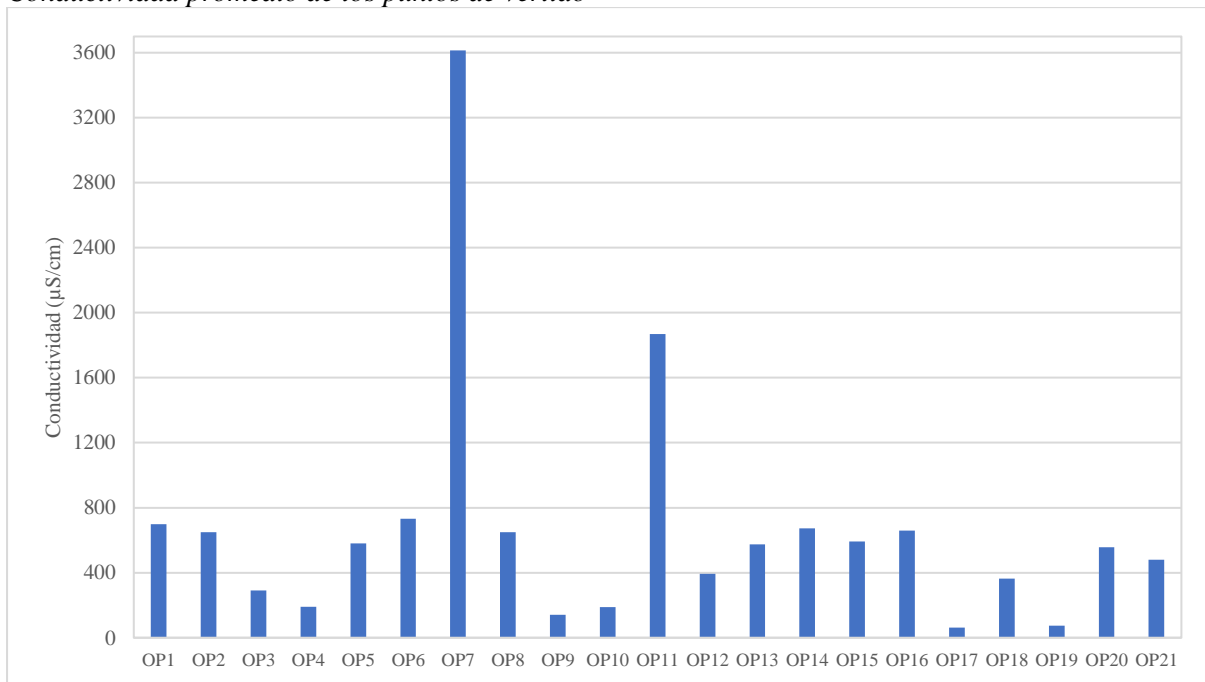
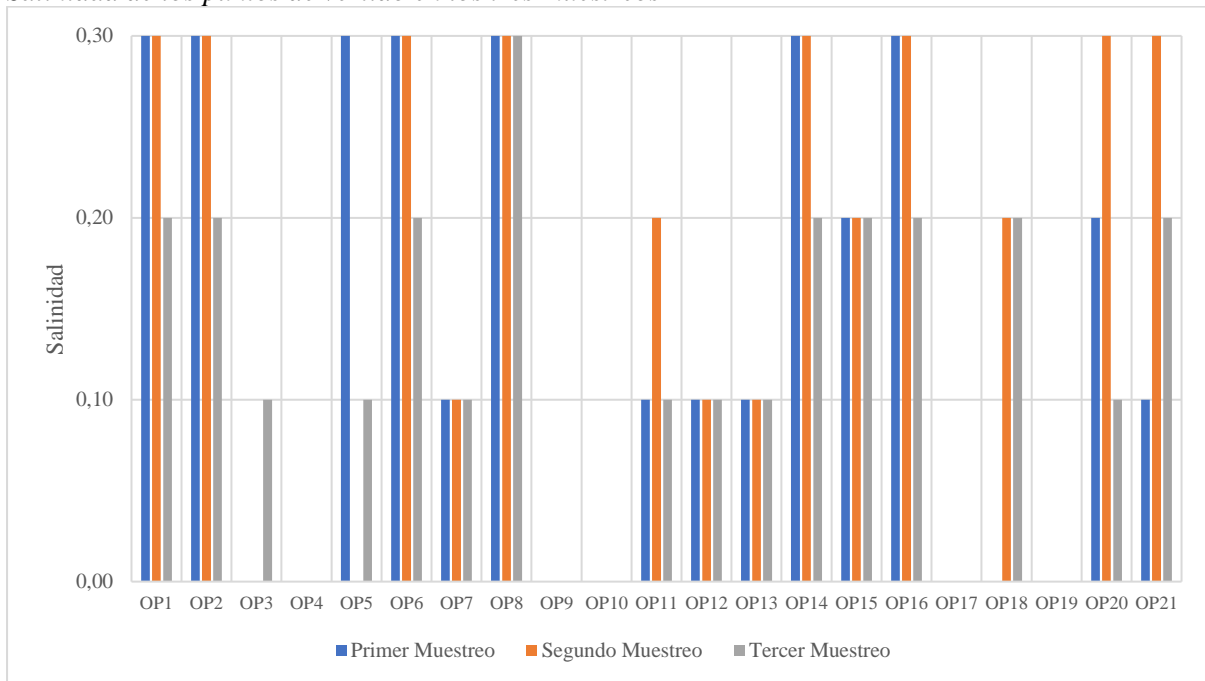


Figura 18.
Conductividad promedio de los puntos de vertido



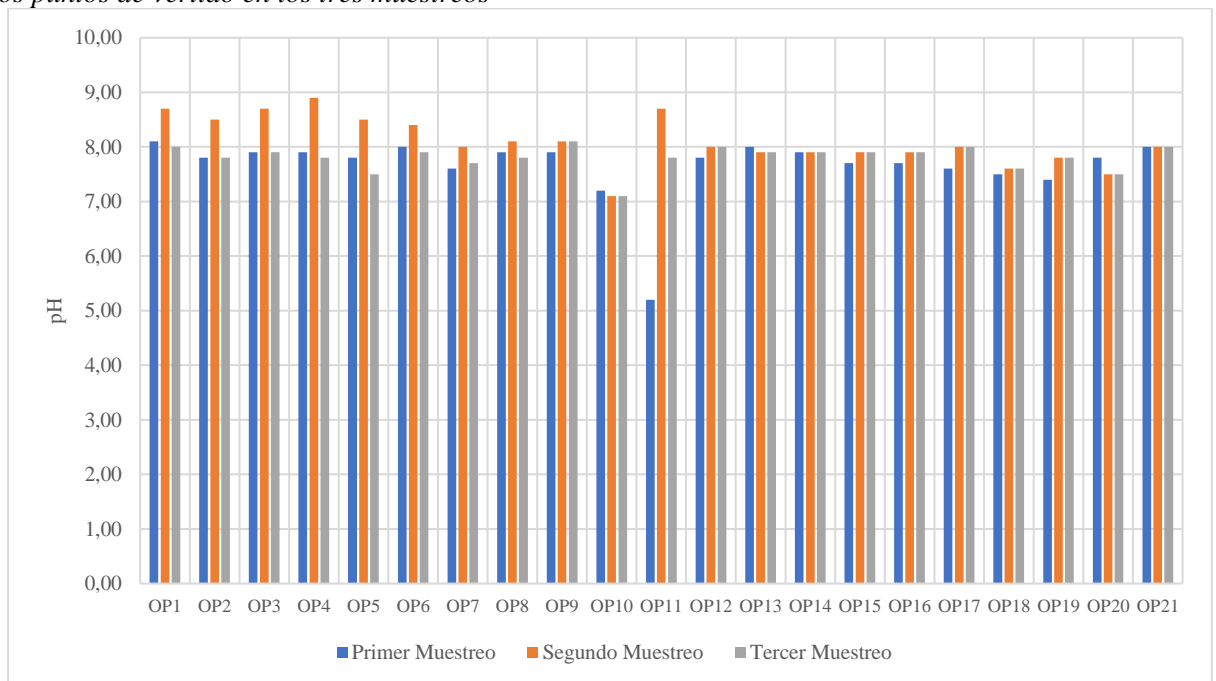
Salinidad. En este parámetro se obtuvo una variación de entre 0 y 0,3. El punto OP8 mantuvo una salinidad de 0,3 en los 3 muestreos, OP15 tuvo un valor de 0,2 durante los 3 muestreos, igualmente en OP7, OP12 y OP13 se conservó un valor de 0,1. Finalmente, los puntos OP4, OP9, OP10, OP17 y OP19 tuvieron un valor de 0.

Figura 19.
Salinidad de los puntos de vertido en los tres muestreos



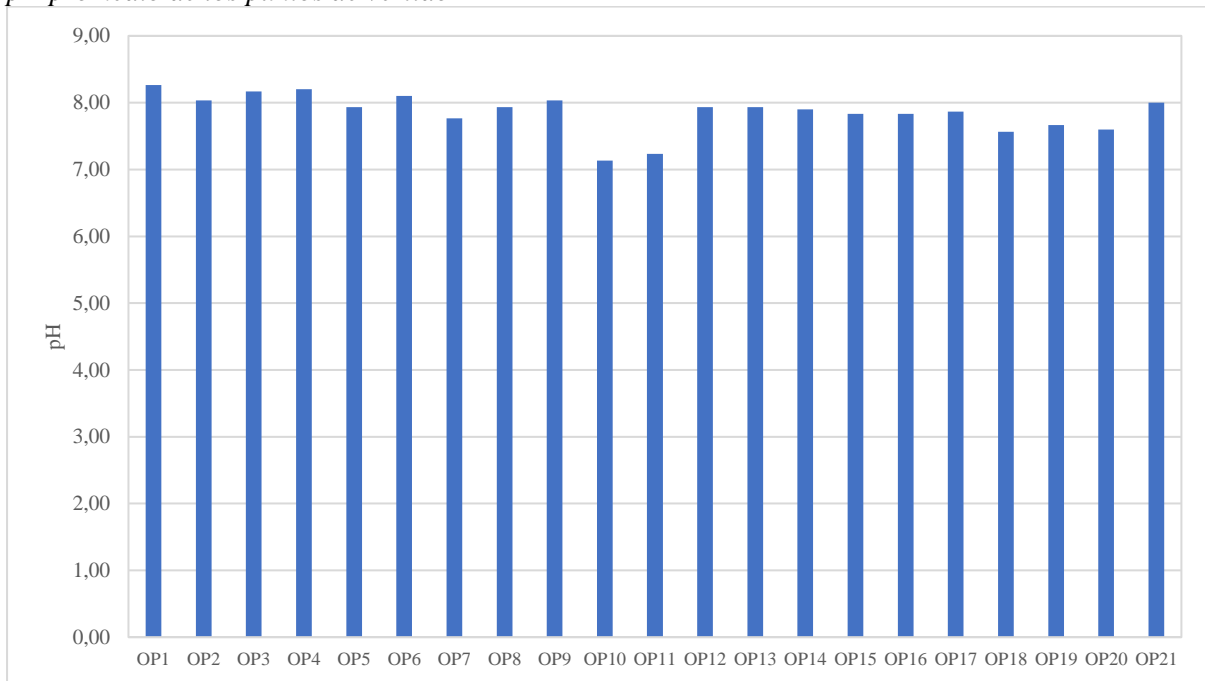
pH. En la Figura 20 se puede observar que el pH en el segundo muestreo fue mayor a los demás muestreos, donde se registró el valor más alto en el punto OP4 con 8,9. El valor más bajo fue en OP11 con un valor de 5,2 en el primer muestreo.

Figura 20.
pH de los puntos de vertido en los tres muestreos



En la Figura 21 se muestra el valor promedio de los tres muestreos, la media de pH fue de 7,13 en todo el tramo, donde el mayor valor promedio fue en OP1 (8,27), mientras que el menor se dio en OP10 (7,13).

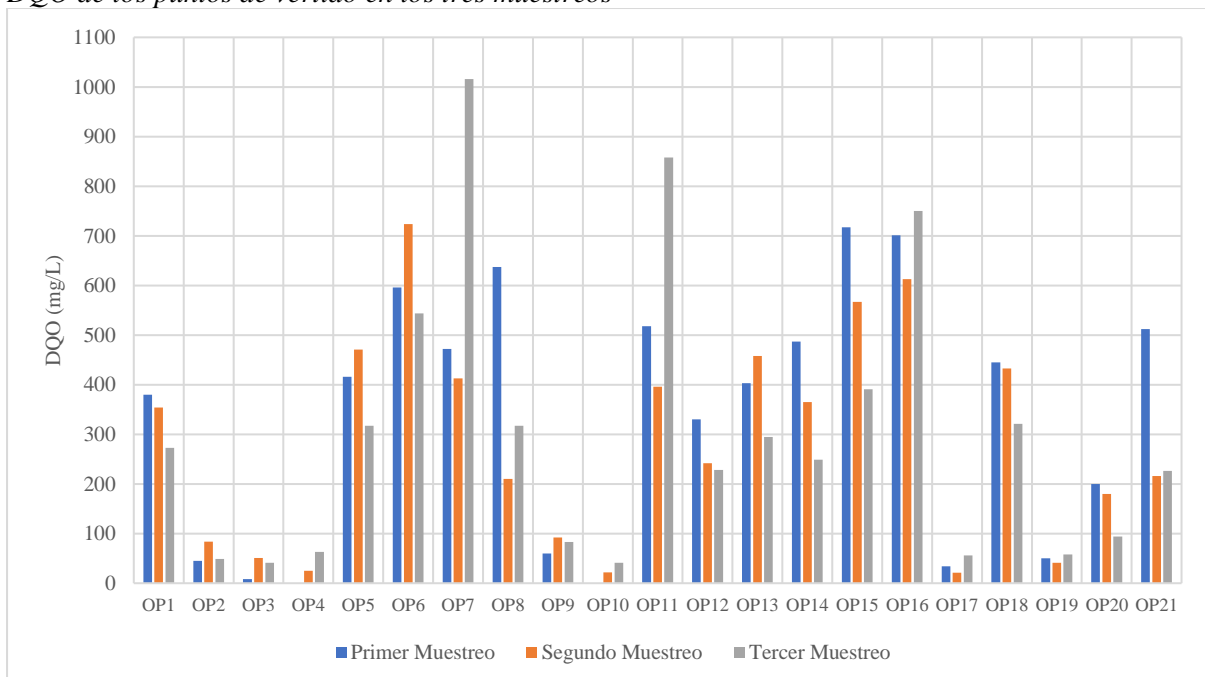
Figura 21.
pH promedio de los puntos de vertido



Según las normas ecuatorianas, el pH debe mantenerse entre 6 y 9, según la Figura 21 todos los puntos cumplen con este criterio, pero en el primer muestreo se incumplió con dicho valor pues en OP11 se tuvo un valor de 5,2.

DQO. Los valores más altos se dieron en el tercer muestreo en los puntos OP7, OP11 y OP16 con valores de 1016, 858 y 750 mg/L respectivamente. Mientras que los valores más bajos se registraron en los puntos OP10, OP4 y OP3, lo cual se observa en la Figura 22.

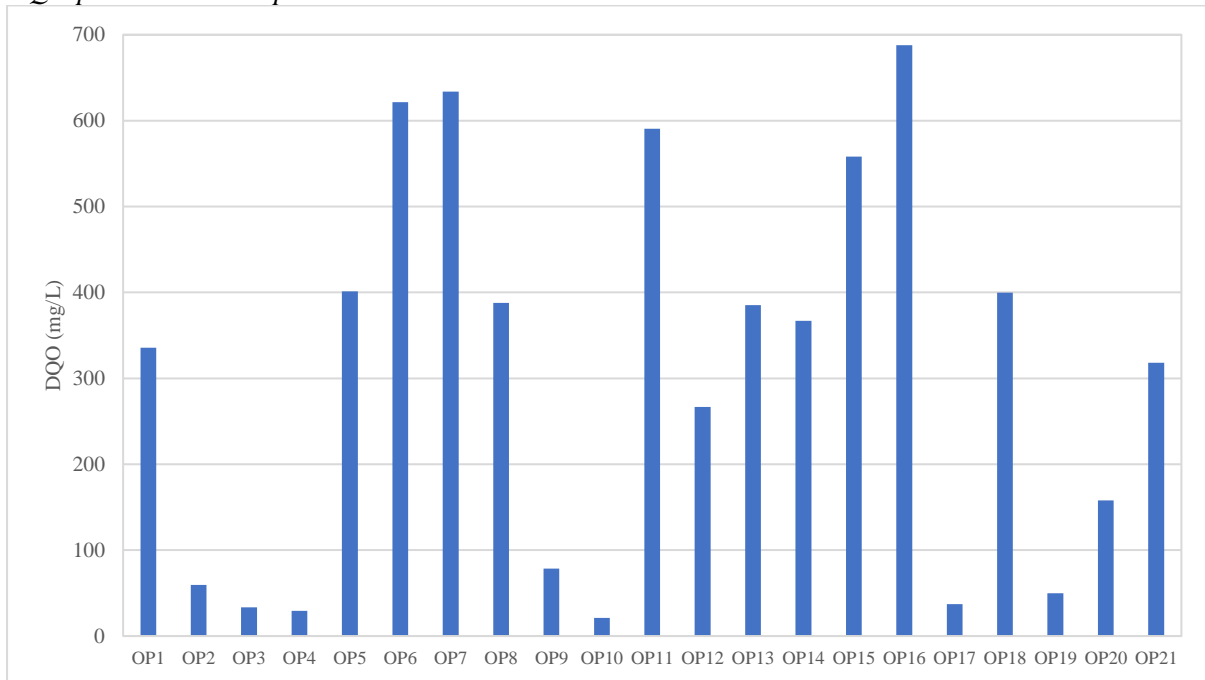
Figura 22.
DQO de los puntos de vertido en los tres muestreos



La media de DQO en el tramo fue de 305,7 mg/L, además OP16 tuvo el promedio más alto (688 mg/L) y el menor fue en OP10 (21 mg/L). Los puntos que cumplen con el LMP de DQO son: OP2, OP3, OP4, OP9, OP10, OP17, OP19 y OP20 ya que tienen valores menores a 200 mg/L, lo cual se observa en la Figura 23.

Figura 23.

DQO promedio de los puntos de vertido



DBO₅. Se determinó una relación DBO₅/DQO de 0,64 a través del DBO₅ medido en los puntos OP5, OP11, OP12 en el primer muestreo; OP11 y OP12 en el segundo muestreo; y OP6 en el tercer muestreo (Tabla 16).

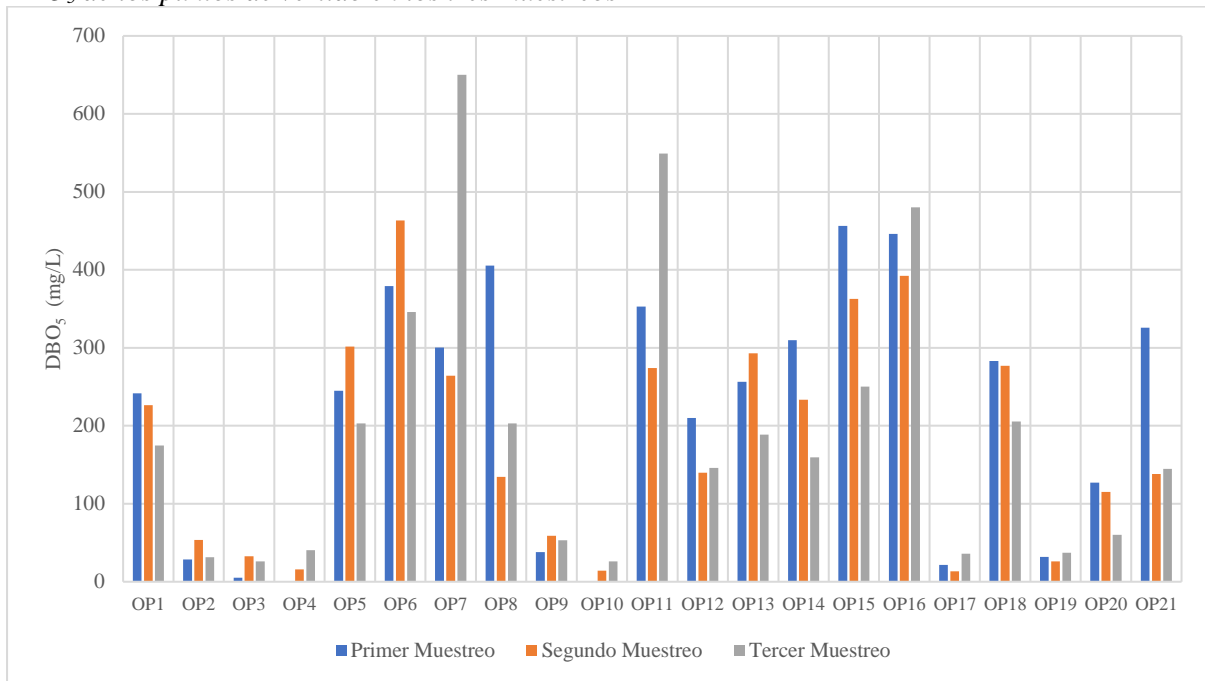
Tabla 16.

Resultados de la relación DBO₅/DQO

Nº muestreo	Punto	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	Relación DBO ₅ /DQO
1	OP5	245	416	0,59
1	OP11	353	518	0,68
1	OP12	210	330	0,64
2	OP11	274	396	0,69
2	OP12	140	242	0,58
3	OP6	346	544	0,64
Promedio:				0,64

Los valores finales de DBO₅ obtenidos con la relación DBO₅/DQO se muestran en la Figura 24, donde el valor mayor se encontró en OP7 con 650,24 mg/L, mientras que, por el contrario, el menor se presentó en OP4, OP10, OP17 y OP19 con valores 50 mg/L en los tres muestreos.

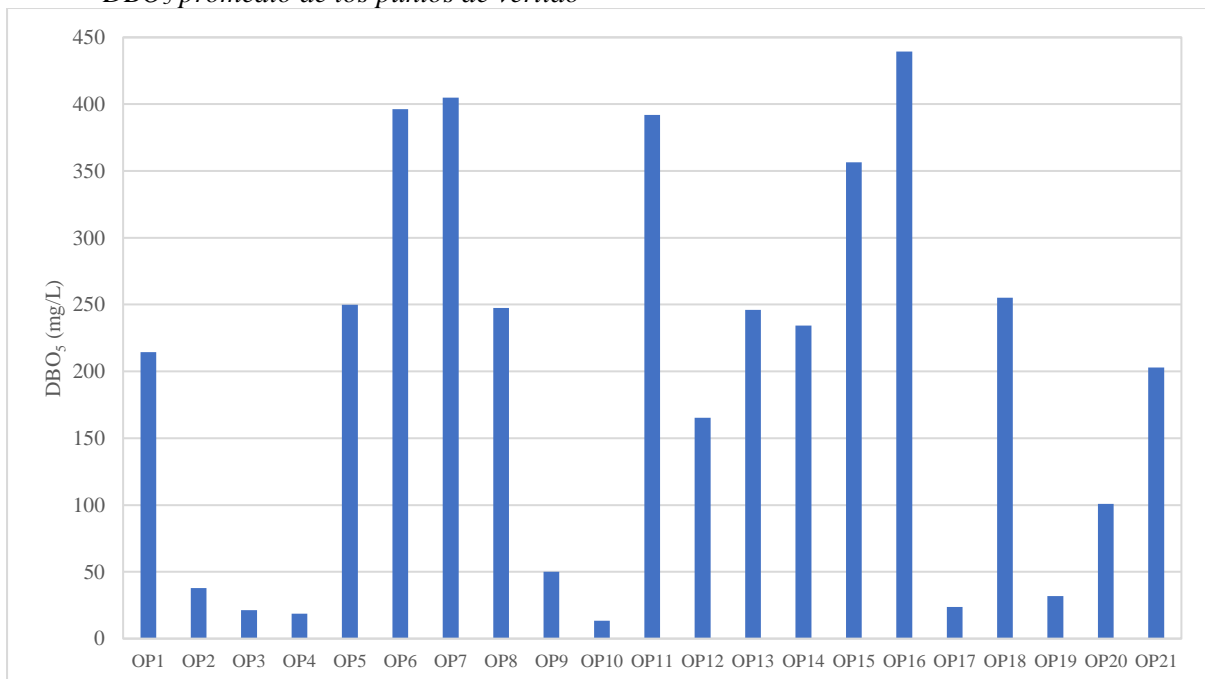
Figura 24.
DBO₅ de los puntos de vertido en los tres muestreos



Los valores promedio de los tres muestreos se muestran en la Figura 25, donde se obtuvo un promedio de DBO de 195,36 mg/L, siendo el valor máximo de 439,47 mg/L en OP16, mientras que el valor mínimo fue de 13,44 mg/L en el punto OP10.

Al comparar los resultados con la normativa ecuatoriana, se tiene que solamente los puntos OP2, OP3, OP4, OP9, OP10, OP17, OP19 y OP20 cumplen con el LMP de 100 mg/L de DBO₅.

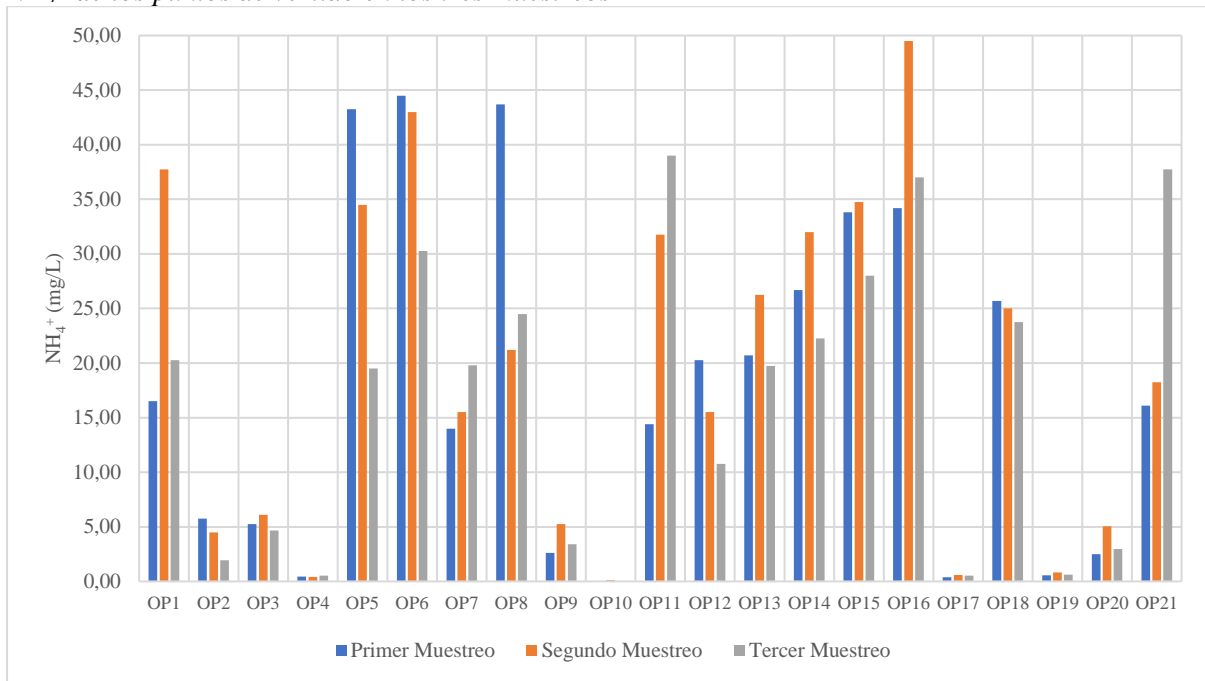
Figura 25.
DBO₅ promedio de los puntos de vertido



NH_4^+ . Se registraron valores de amonio entre 0,02 y 49,50 mg/L, los puntos que presentaron menor concentración en los tres muestreos fueron OP10, OP4, OP17 y OP19, mientras que los puntos con mayores valores fueron OP16, OP6 y OP5.

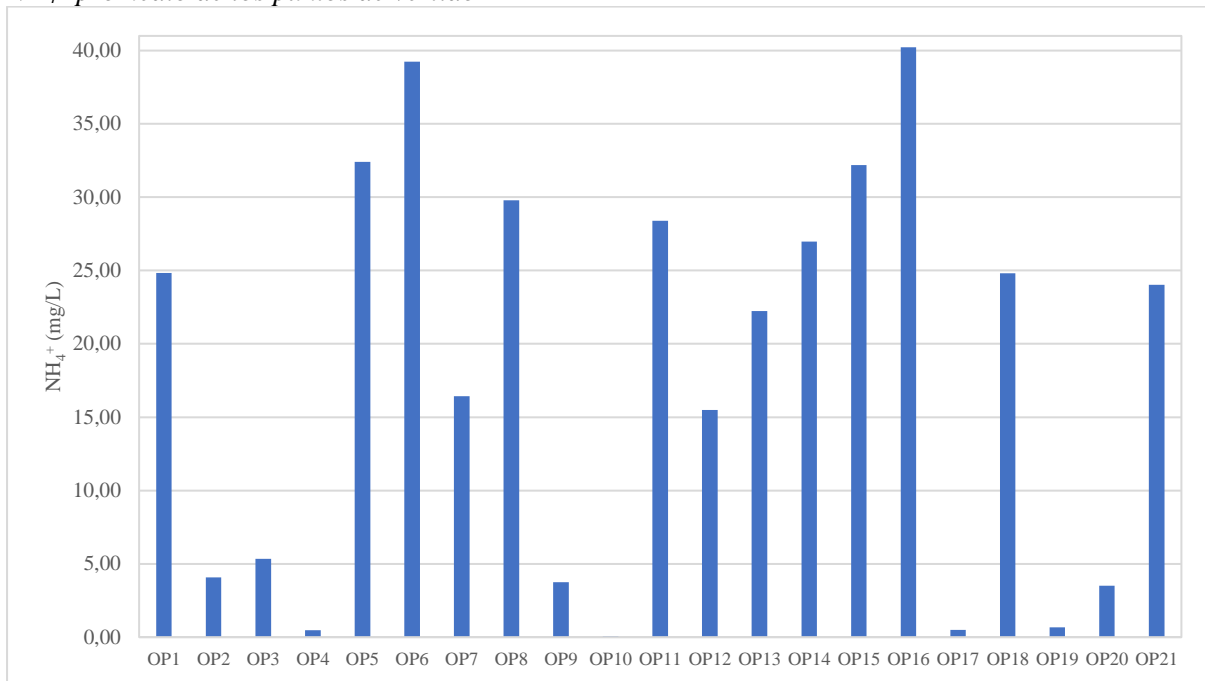
Figura 26.

NH_4^+ de los puntos de vertido en los tres muestreos



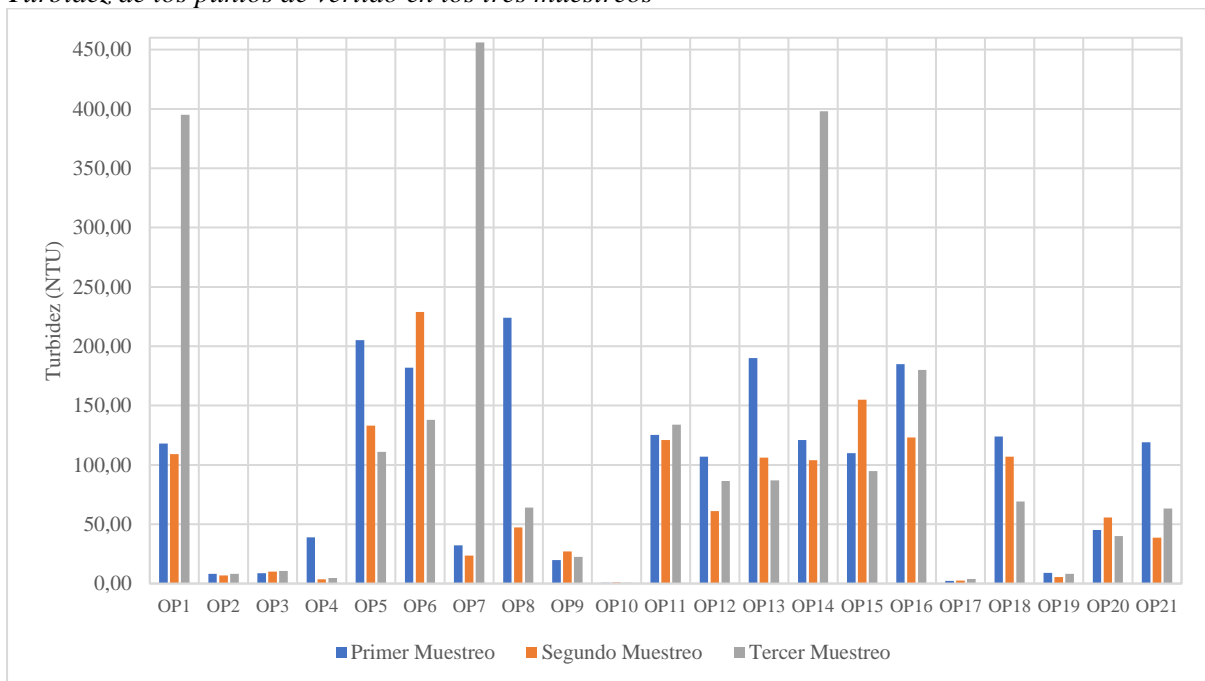
En promedio se obtuvo 17,88 mg/L, siendo el valor mínimo de 0,05 en OP10 y el máximo de 40,23 mg/L en OP16. El límite máximo permisible de amonio en Ecuador es de 30 mg/L, lo cual lo incumplen los puntos OP5, OP6, OP15 y OP16, lo cual se observa en la Figura 27.

Figura 27.
NH₄⁺ promedio de los puntos de vertido



Turbidez. Se registraron valores menores a 250 NTU, a excepción de los puntos OP1, OP7 y OP14, que en el tercer muestreo se obtuvieron resultados excesivamente altos comparados con los conseguidos en el primer y segundo muestreo.

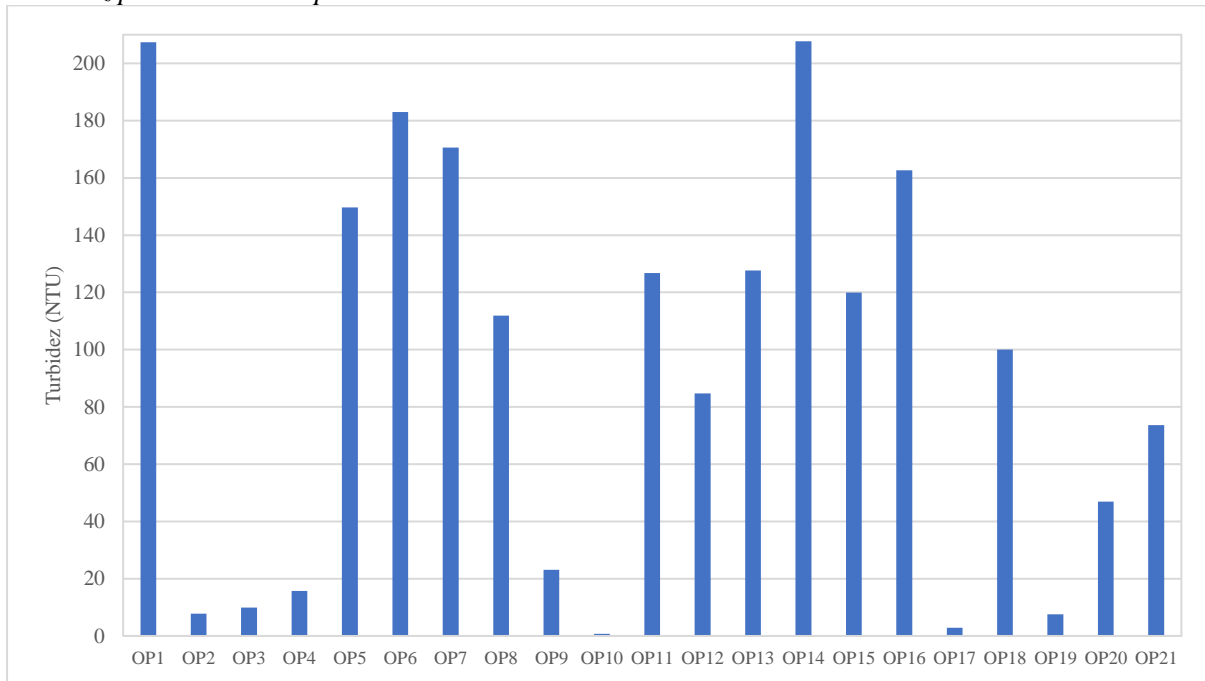
Figura 28.
Turbidez de los puntos de vertido en los tres muestreos



Se obtuvo un promedio de 92,38 NTU, donde los puntos que tuvieron mayor turbidez fueron OP1 y OP14, mientras que los valores menores se dieron en los puntos OP10, OP17, OP2 y OP19, lo cual se observa en la Figura 29.

Figura 29.

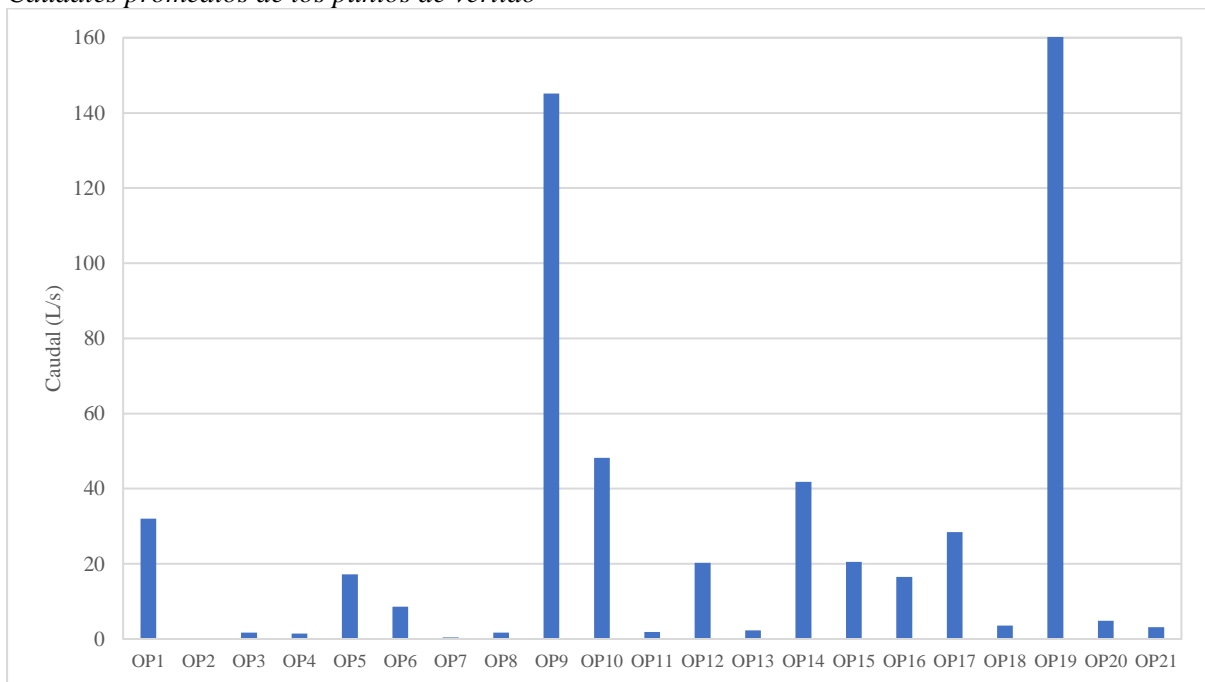
Turbidez promedio de los puntos de vertido



Caudal. Los caudales registrados se muestran en la Figura 30, donde se observa que los puntos con mayor aporte de caudal son OP19 (río Jipiro) y OP9 (río Zamora Huayco), mientras que existen valores menores a 3 L/s, como es el caso de los puntos OP2, OP3, OP4, OP7, OP8, OP11 y OP13.

Figura 30.

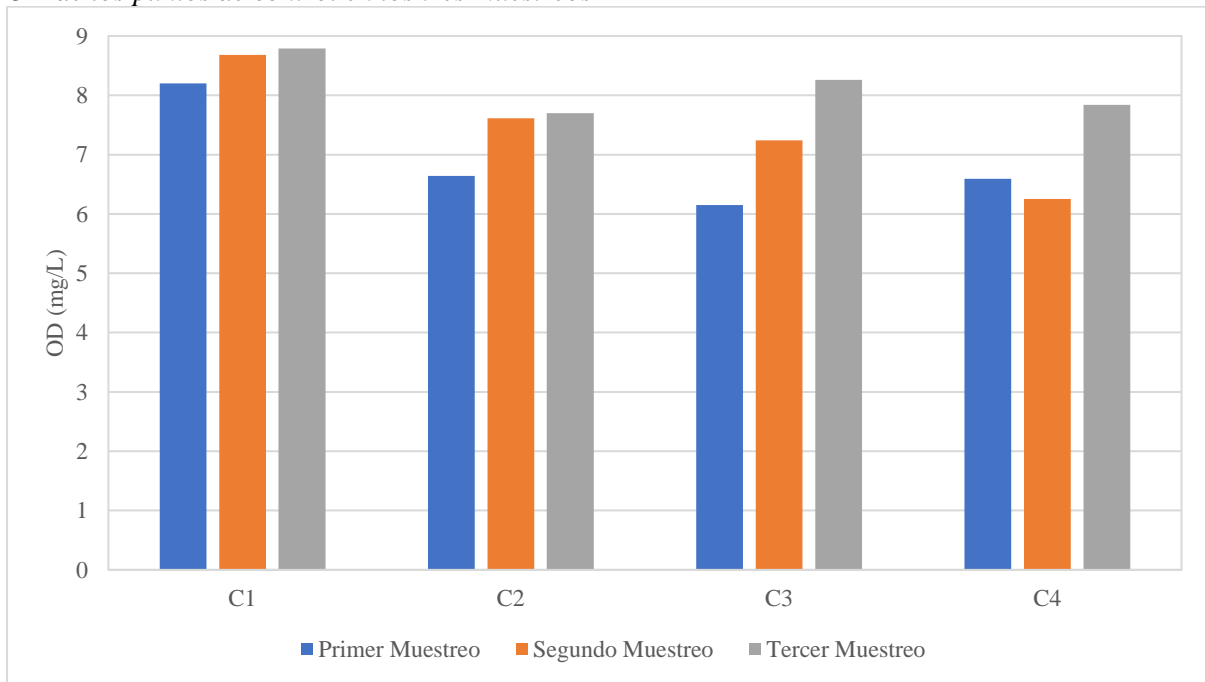
Caudales promedios de los puntos de vertido



Parámetros de los puntos de control. De la misma forma se obtuvieron los resultados de los parámetros en los 4 puntos de control, los cuales se presentan a continuación:

OD. En el tercer muestreo se identificaron los valores más altos comparados con los otros muestreos, mientras que en el primer muestreo se dieron los valores más bajos. En la Figura 31 se presentan los resultados de los tres muestreos:

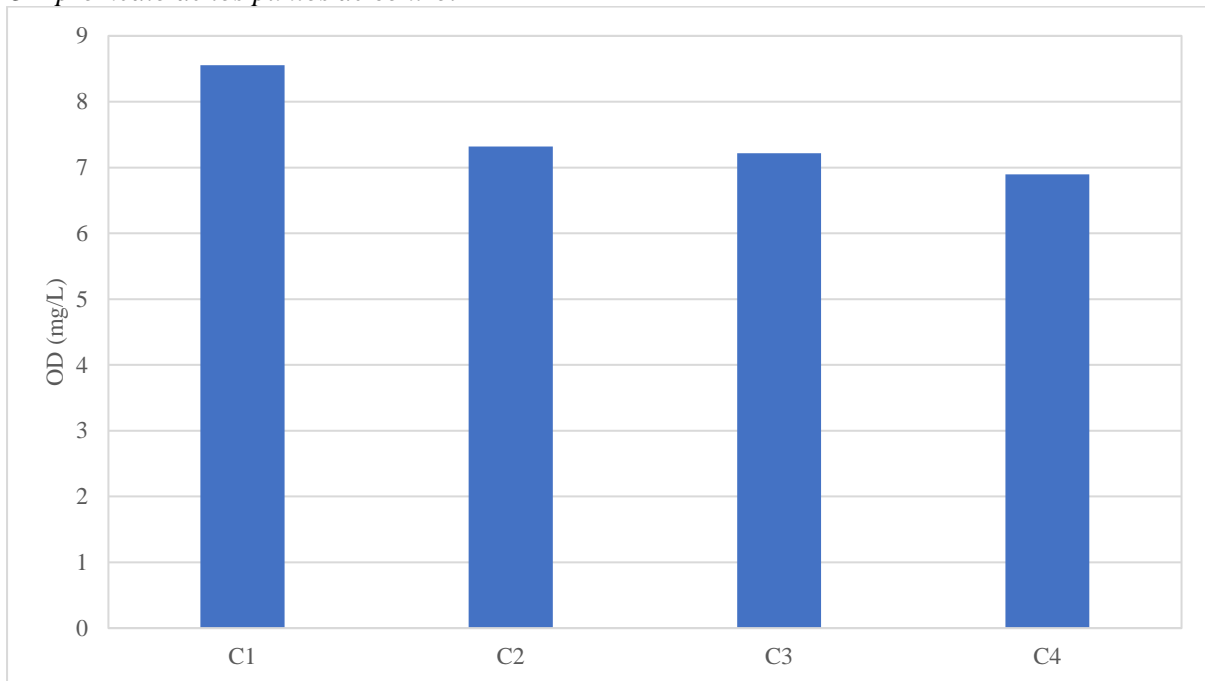
Figura 31.
OD de los puntos de control en los tres muestreos



El promedio de OD en los puntos de control es de 7,5 mg/L, donde C1 (8,56 mg/L) tiene el mayor valor y va disminuyendo hasta llegar a C4 (6,89 mg/L), lo cual se observa en la Figura 32:

Figura 32.

OD promedio de los puntos de control

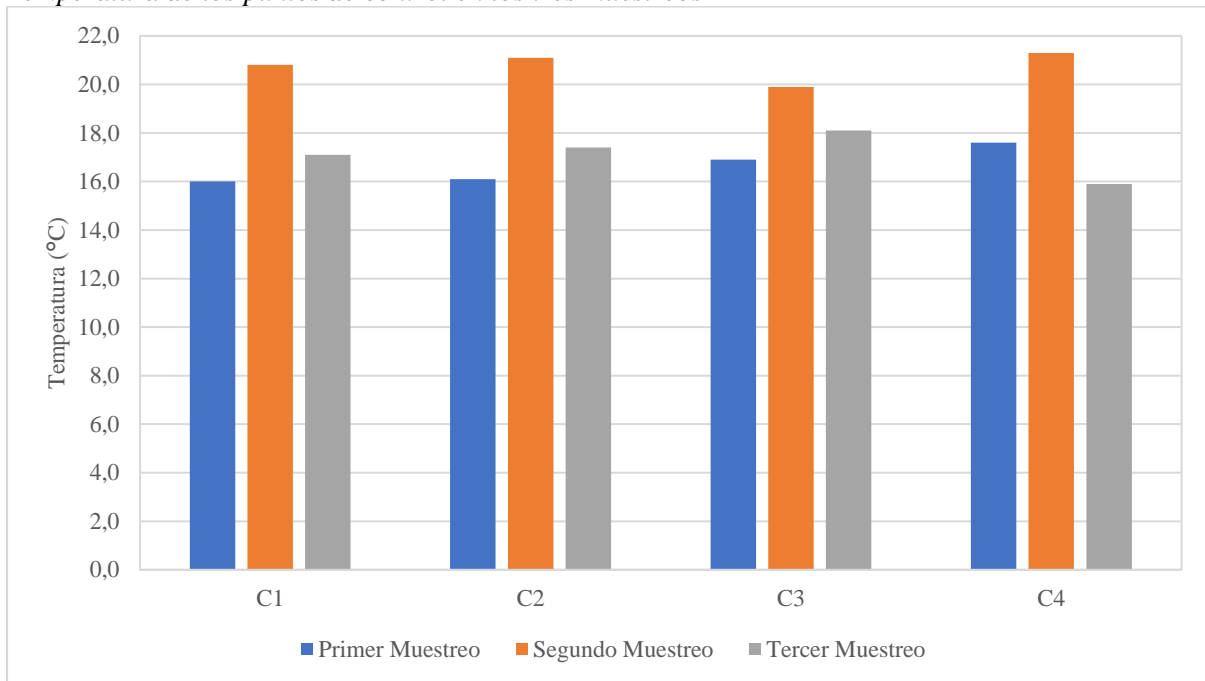


Los criterios de calidad admisibles para un cuerpo de agua de uso estético mencionan que el OD no debe ser menos al 60 % del oxígeno de saturación, en el tramo de estudio el 60 % del oxígeno de saturación es 4,36 mg/L, por lo tanto, el OD del río cumple con esta condición. Así mismo, al evaluar al río como un cuerpo de agua para la preservación de la vida acuática y silvestre el OD no debe ser menor al 80 % del oxígeno de saturación, en el tramo de estudio tiene un valor de 5,82 mg/L, por lo cual el río también cumple este criterio.

Temperatura. Las mayores temperaturas registradas se dieron en el segundo muestreo, siendo la mayor temperatura en C4 con un valor de 21,3 °C. Mientras que la menor temperatura se registró en C4 en el tercer muestreo con 15,9 °C. La media de temperatura en el tramo fue de 18,18 °C.

Figura 33.

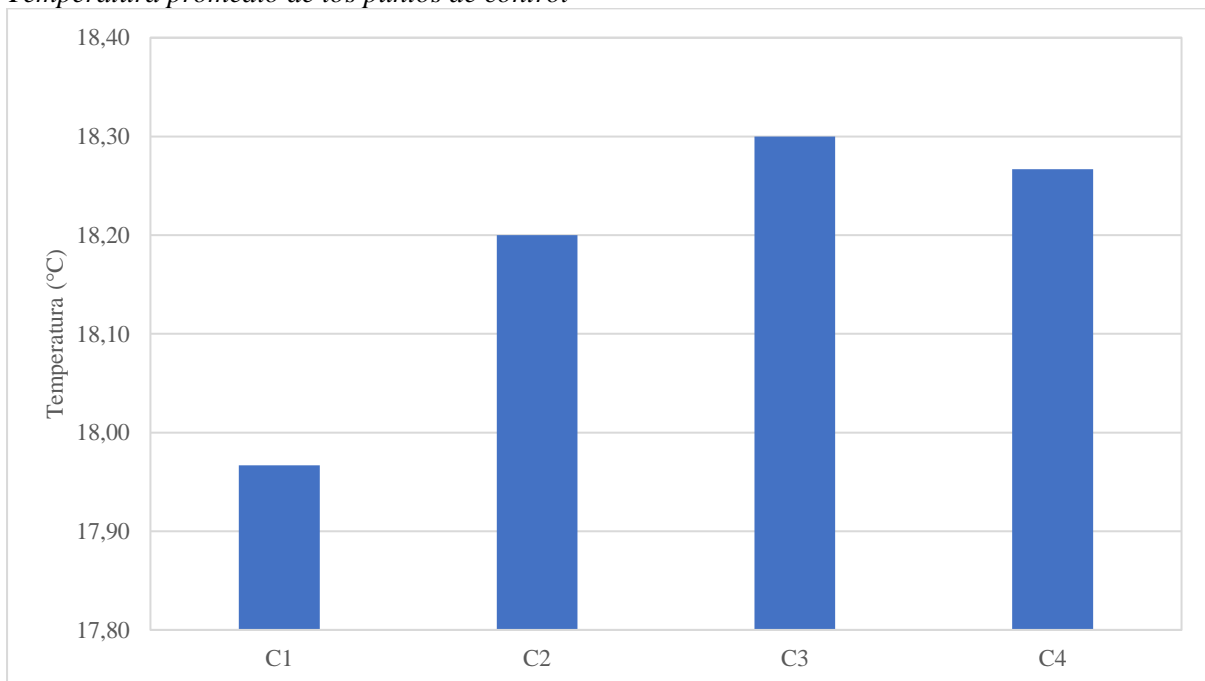
Temperatura de los puntos de control en los tres muestreos



Desde el inicio del tramo la temperatura aumenta a partir de 17,97 °C hasta el punto C3 con 18,3 °C, después disminuye en el final del tramo a 18,27 °C. Lo cual se observa en la Figura 34.

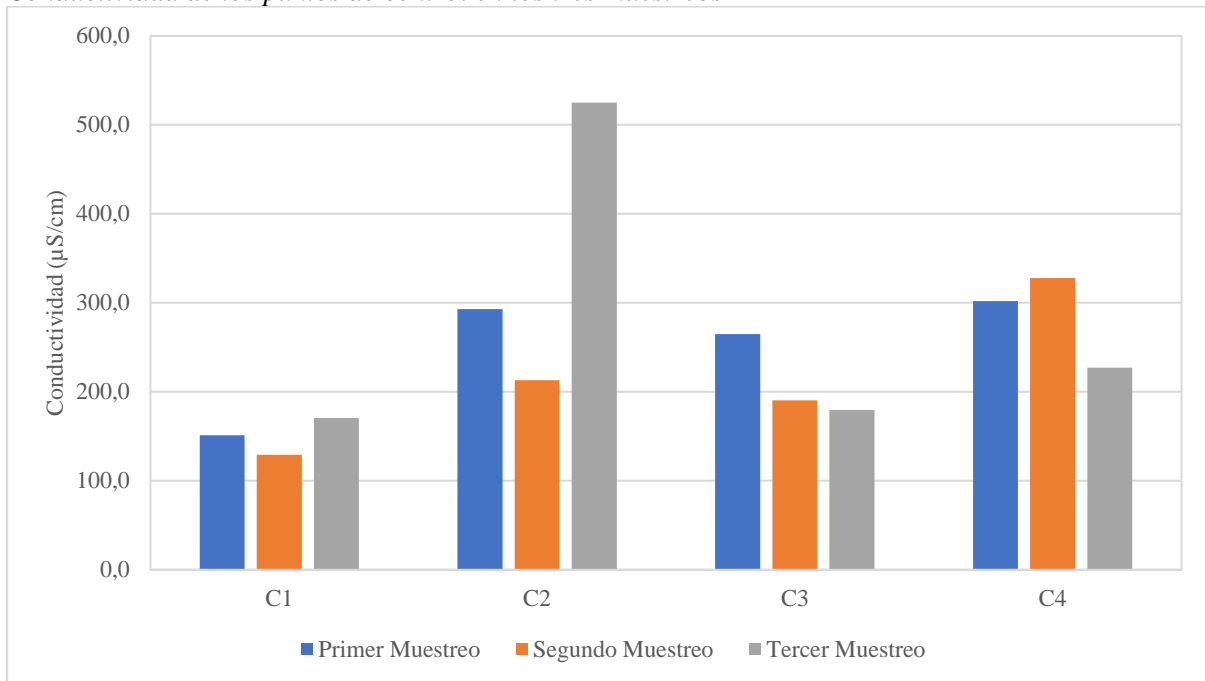
Figura 34.

Temperatura promedio de los puntos de control



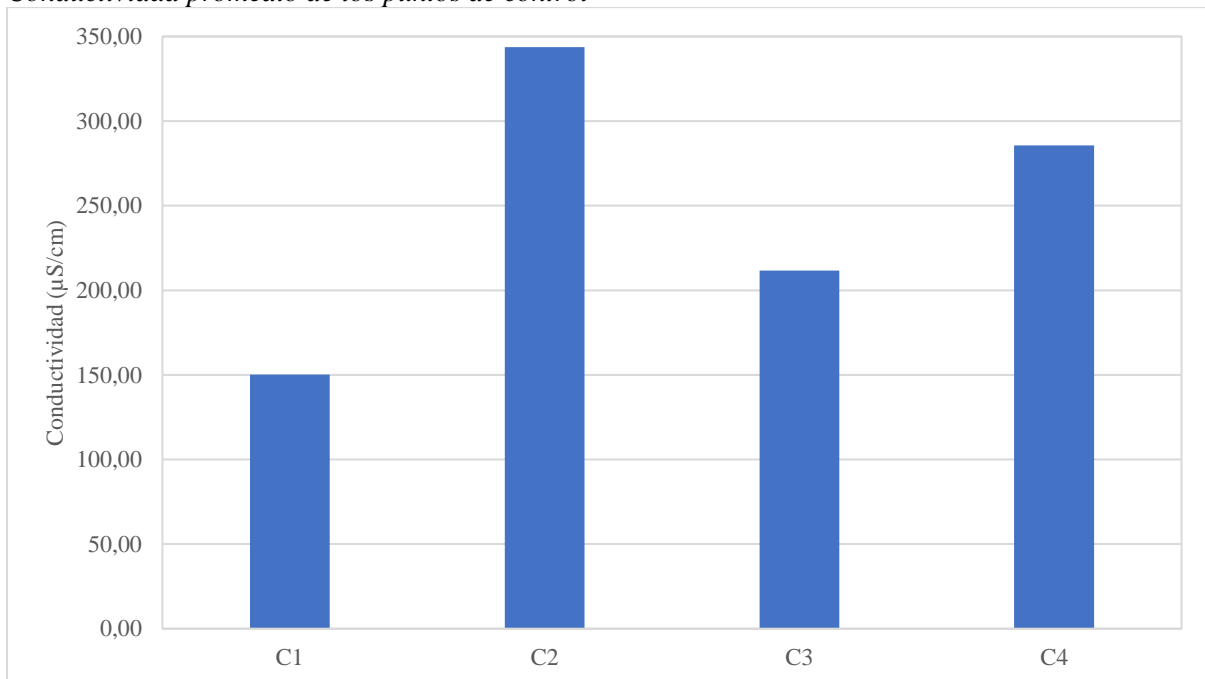
Conductividad. La mayor conductividad se dio en C2 con un valor de 525 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el tercer muestreo, mientras que el valor menor fue en C1 con 129,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, además en C1 se registraron los valores menores en los tres muestreos (Figura 35).

Figura 35.
Conductividad de los puntos de control en los tres muestreos



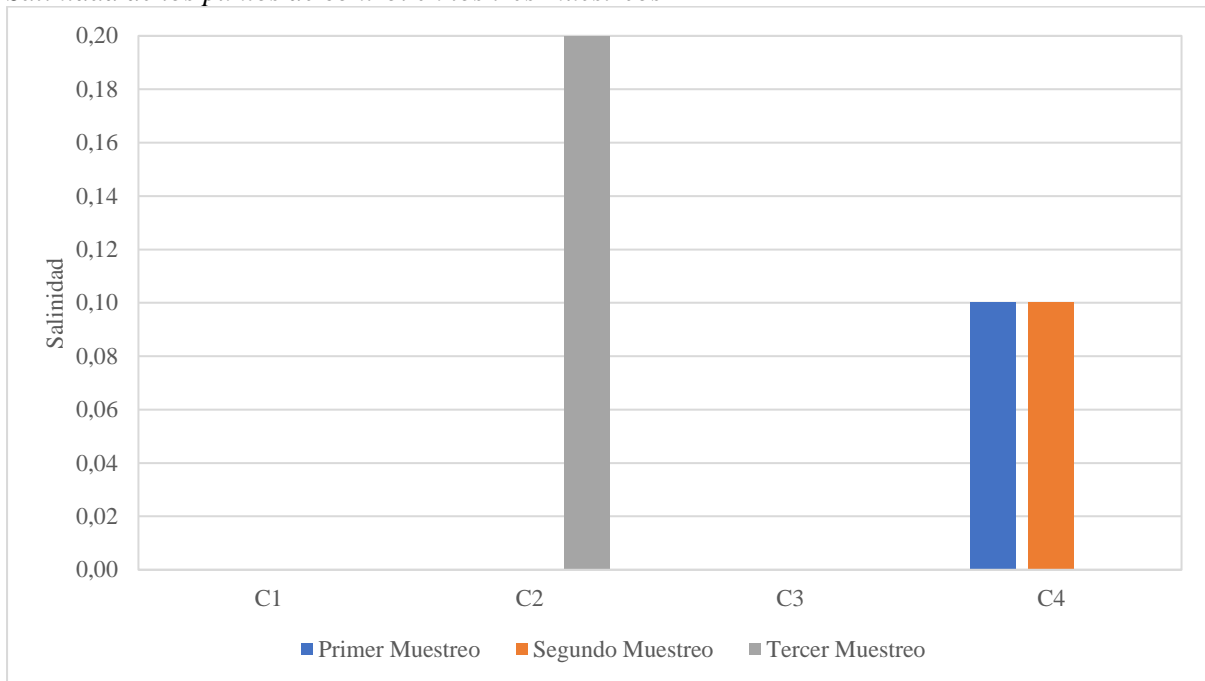
El promedio de conductividad en el tramo fue de 247,83 µS/cm, siendo el máximo de 343,67 µS/cm en C2 y el mínimo de 150,23 µS/cm en C1.

Figura 36.
Conductividad promedio de los puntos de control



Salinidad. En el punto C1 y C3 no se registró salinidad en ningún muestreo, mientras que en C4 en el primer y segundo muestreo se dio un valor de 0,1 a excepción del tercer muestreo, que no se registró ningún valor. En C2 solamente se obtuvo un valor de 0,2 en el tercer muestreo.

Figura 37.
Salinidad de los puntos de control en los tres muestreos



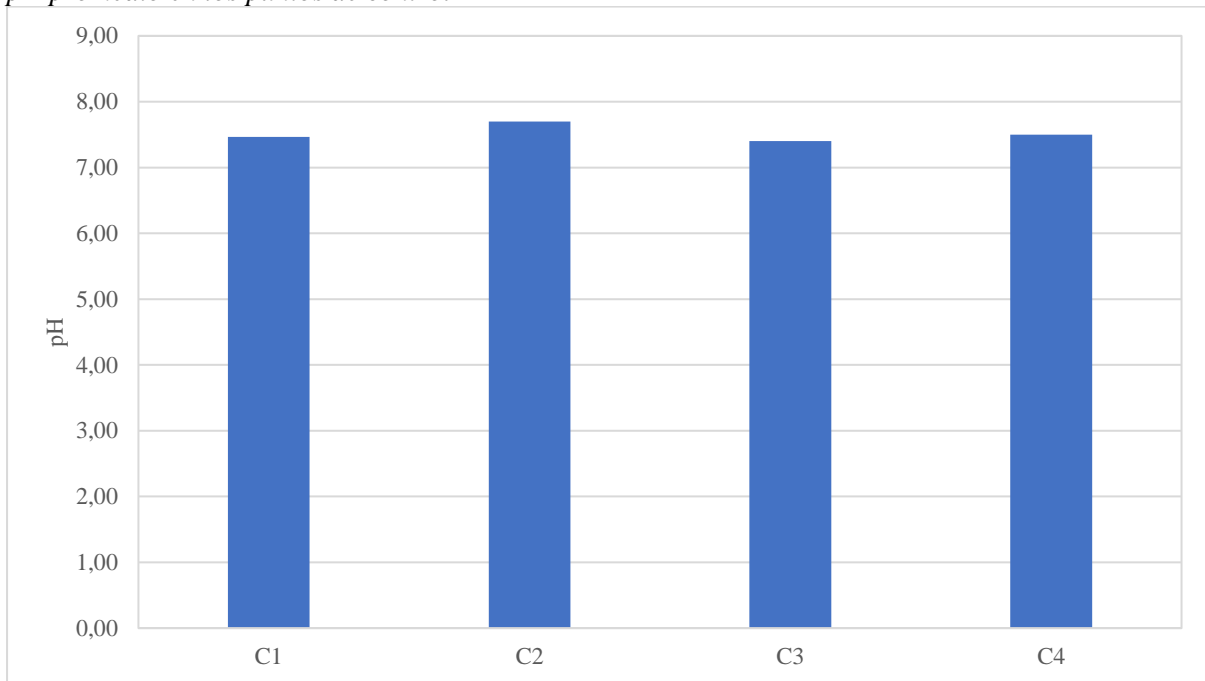
De acuerdo a los valores promedio de los tres muestreos, en todo el tramo no se registró salinidad, a excepción del punto C4 con un valor de 0,1 (Figura 38).

Figura 38.
Salinidad promedio de los puntos de control



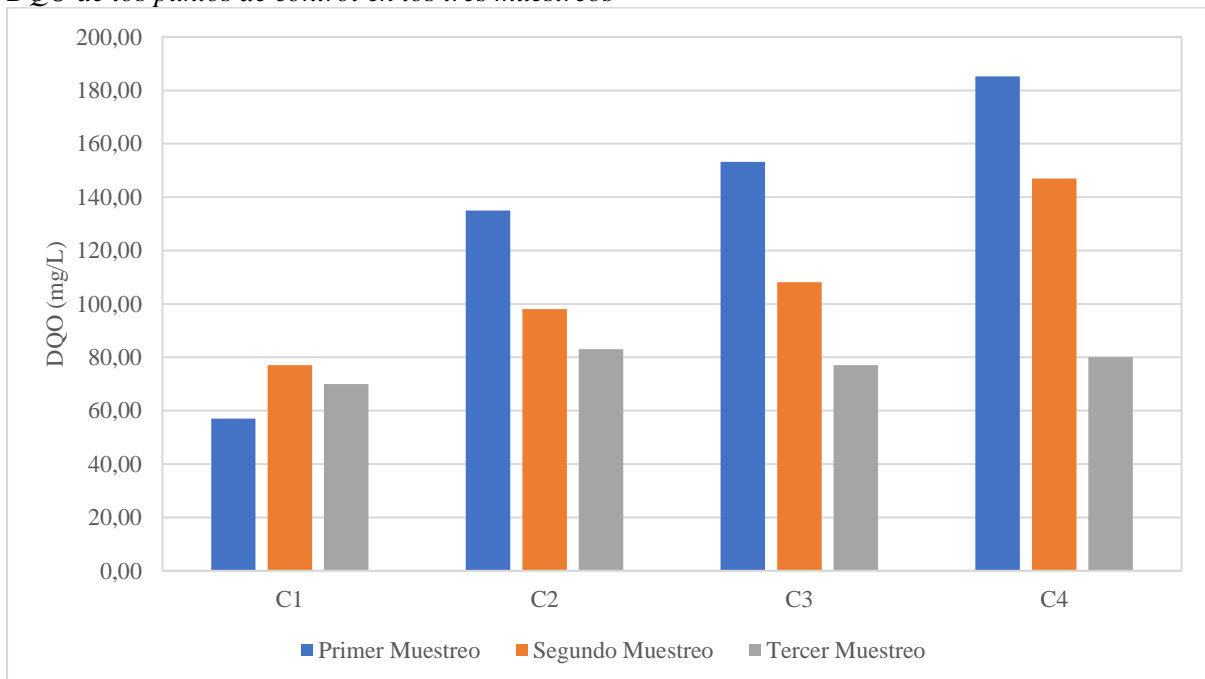
pH. Se dio un pH promedio de 7,52, donde el máximo fue en C2 con un valor de 7,7 y el menor en C3 con un valor de 7,4. El río cumple con la norma de pH para la preservación de la vida acuática y silvestre, el cual es de 6,5 a 9 unidades de pH.

Figura 39.
pH promedio en los puntos de control



DQO. Los mayores valores se registraron en el primer muestreo siendo el valor más alto en C4 con 185,23 mg/L. Mientras que en el tercer muestreo se dieron valores menores que en los demás, a excepción del punto C1, el cual tuvo el valor mínimo de 57 mg/L en el primer muestreo.

Figura 40.
DQO de los puntos de control en los tres muestreos

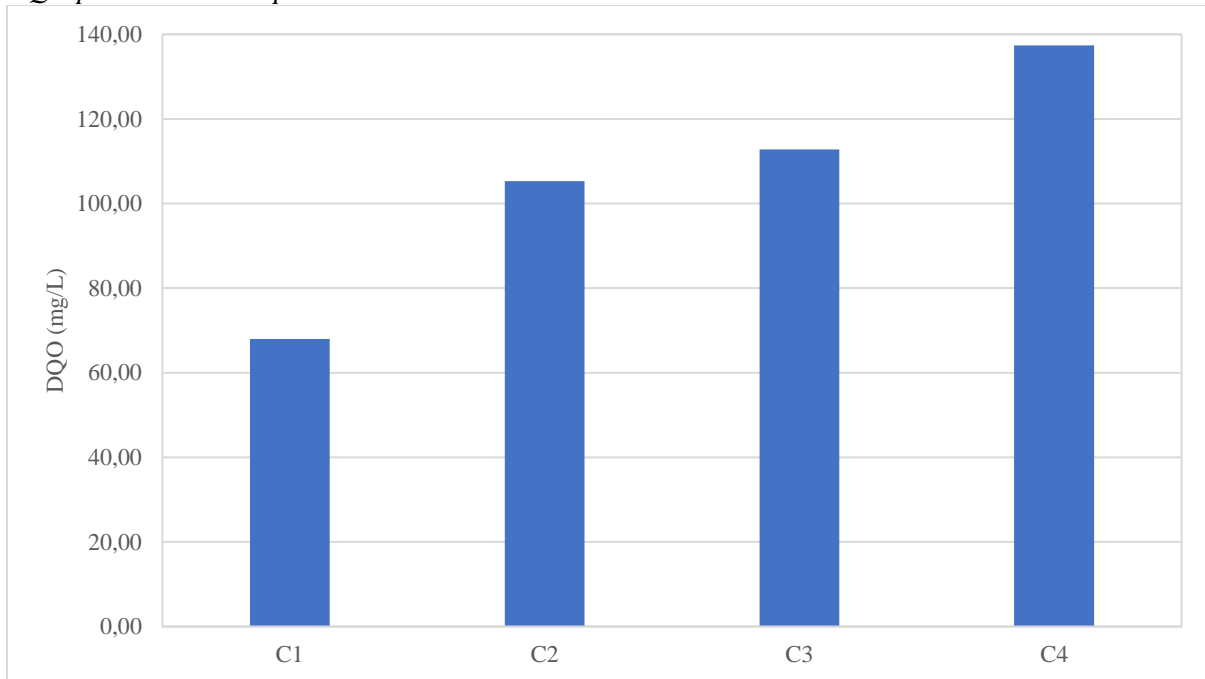


El DQO aumentó desde el punto de inicio hasta el final, siendo el mínimo 68 mg/L y el máximo 137,41 mg/L. El promedio en el tramo fue 105,88 mg/L. Con respecto a las normas

ecuatorianas, el máximo de DQO es de 40 mg/L para la preservación de la vida acuática y silvestre, ante esto, el río Malacatos no cumplen, ya que el menor valor es de 68 mg/L.

Figura 41.

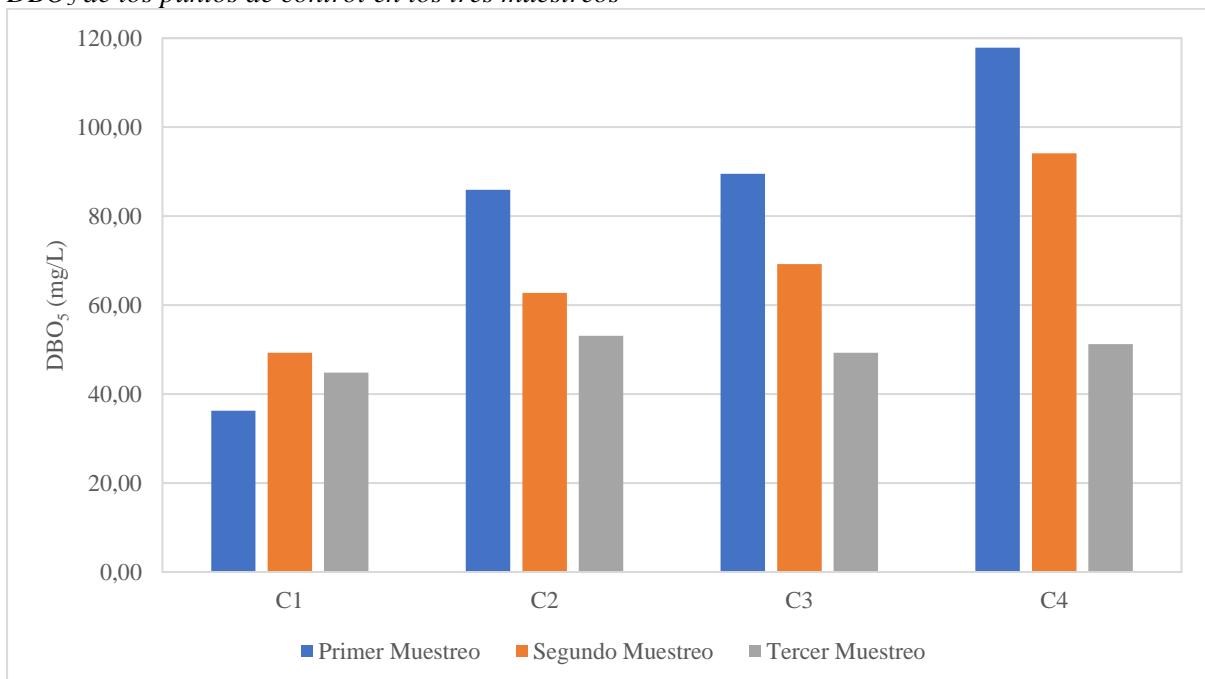
DQO promedio de los puntos de control.



DBO₅. Al igual que el DQO, en el primer muestreo se registraron los valores más altos con respecto a los demás muestreos, con la excepción del punto C1, el cual tuvo el valor menor (36,27 mg/L). En el tercer muestreo se dieron los valores menores en C2, C3 y C4.

Figura 42.

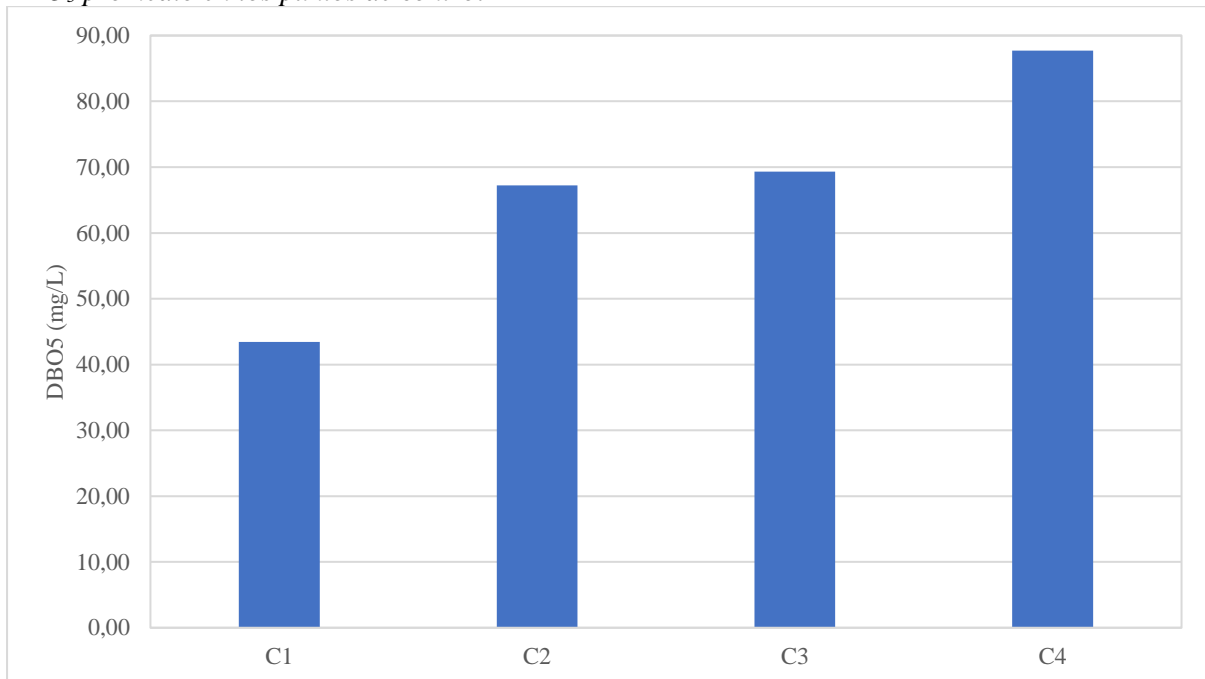
DBO₅ de los puntos de control en los tres muestreos



En lo que respecta a las normas ecuatorianas, el DBO₅ tiene un límite de 20 mg/L, lo que significa que el tramo de estudio no cumple con dicho criterio, pues el valor mínimo registrado fue de 43,45 mg/L en C1. Lo cual se puede observar en la siguiente figura:

Figura 43.

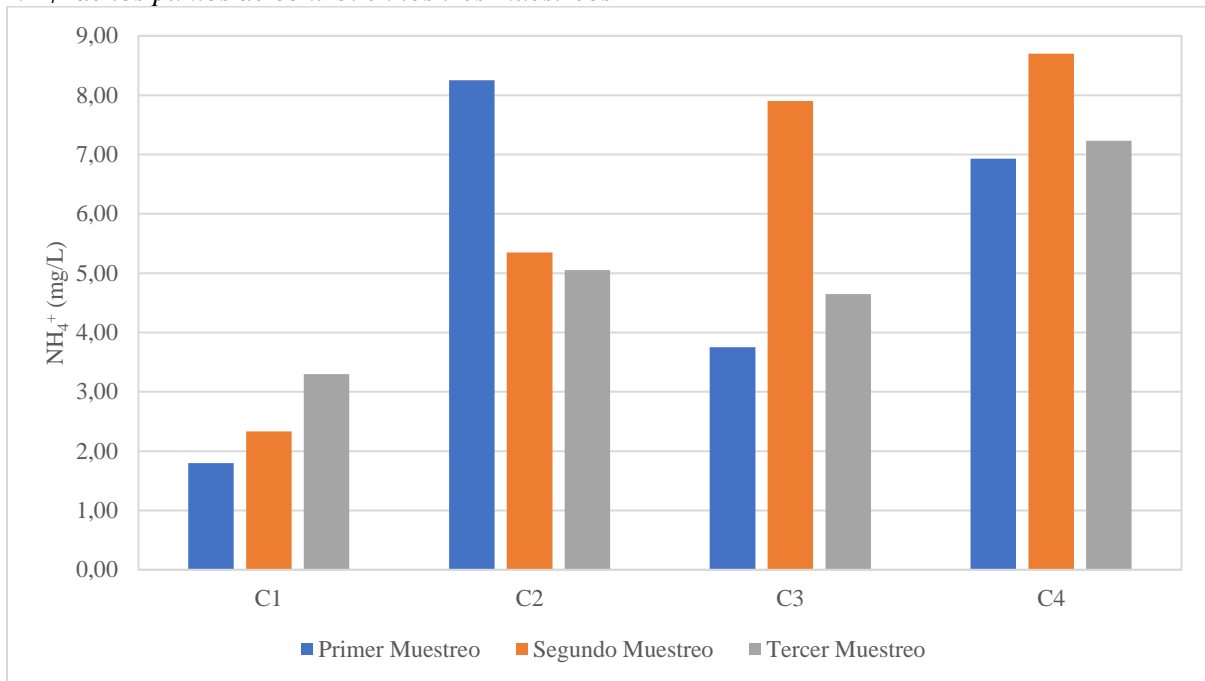
DBO₅ promedio en los puntos de control



NH₄⁺. En el punto C1 se dieron los valores menores, siendo 1,8 mg/L el mínimo. En C4 se registraron los valores mayores, siendo el máximo de 8,7. En C2 en el primer muestreo se dio un valor anormal comparado con los otros muestreos, ya que el valor era más alto (8,25 mg/L) con respecto de los otros muestreos (5,35 y 5,05 mg/L). Lo mismo sucedió en C3 en el segundo muestreo, donde se obtuvo un valor de 7,9 mg/L, al contrario del primer y tercer muestreo con valores de 3,75 y 4,65 mg/L respectivamente.

Figura 44.

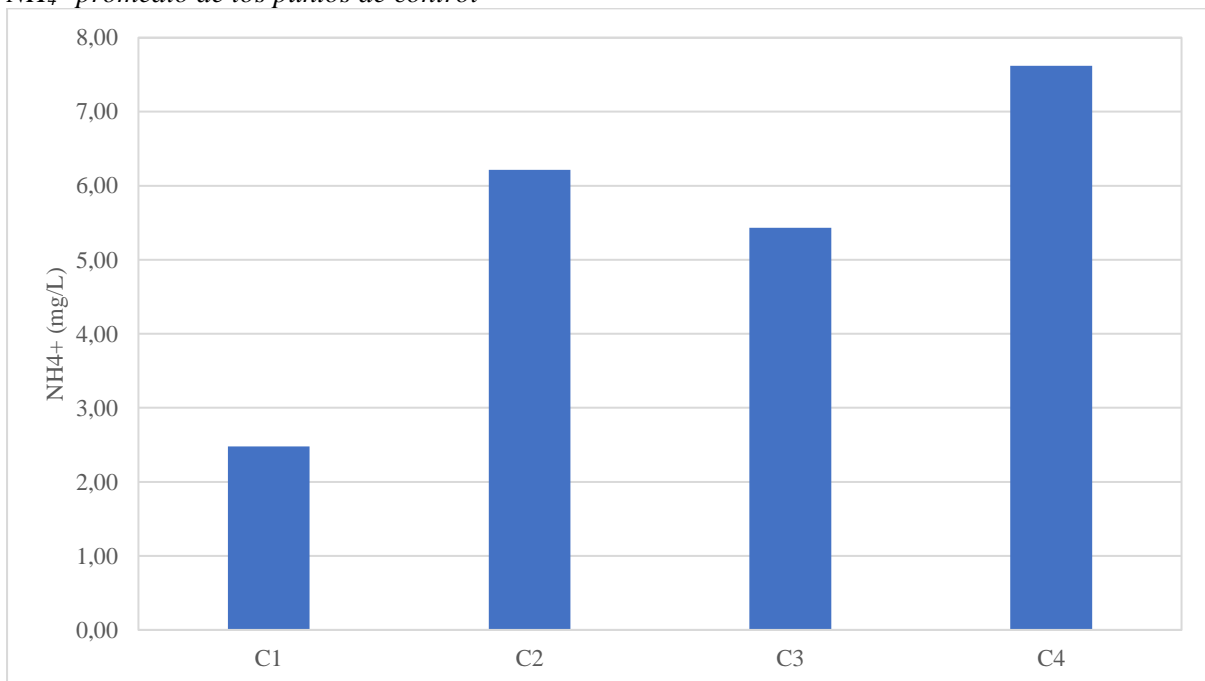
NH_4^+ de los puntos de control en los tres muestreos



A partir de los promedios de los tres muestreos se determinó que al inicio del tramo (C1) existe menor concentración de NH_4^+ (2,48 mg/L), mientras que al final del tramo (C4) se da mayor presencia de NH_4^+ (7,62 mg/L).

Figura 45.

NH_4^+ promedio de los puntos de control

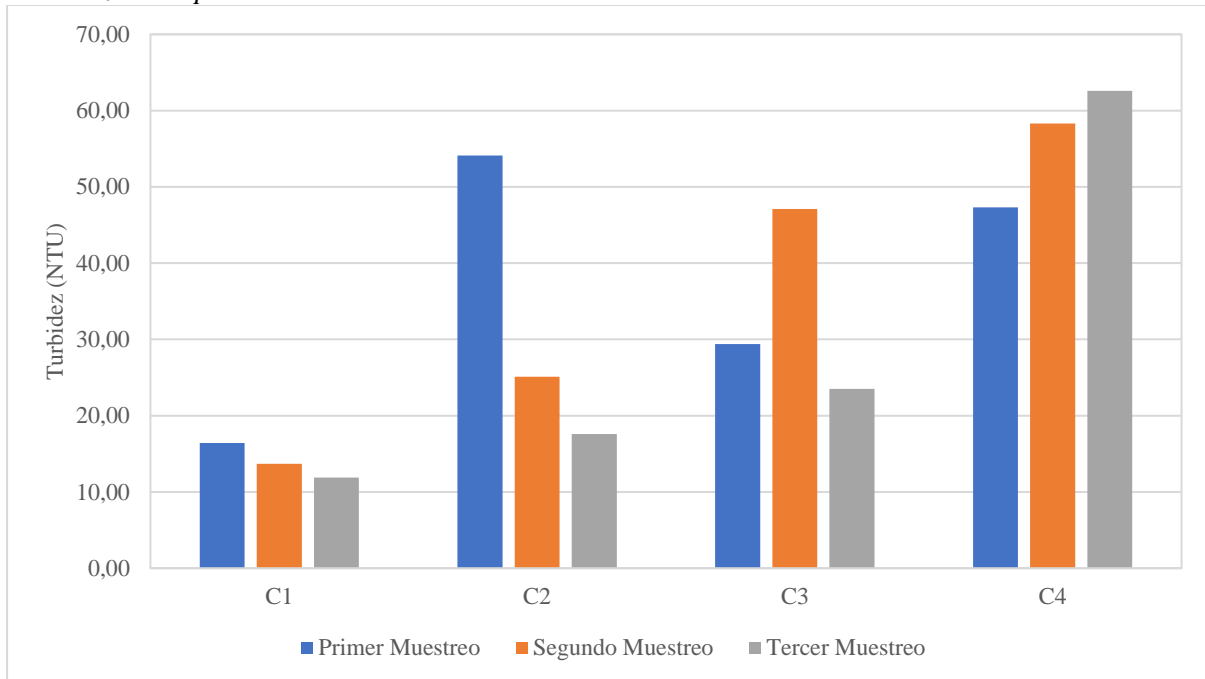


Turbidez. Los menores valores de turbidez se registraron en C1, mientras que al final del tramo se presentó una mayor turbidez que los demás puntos. Además, en C2 en el primer

muestreo hubo un valor anómalo, ya que este era excesivamente superior a los demás muestreos (Figura 46).

Figura 46.

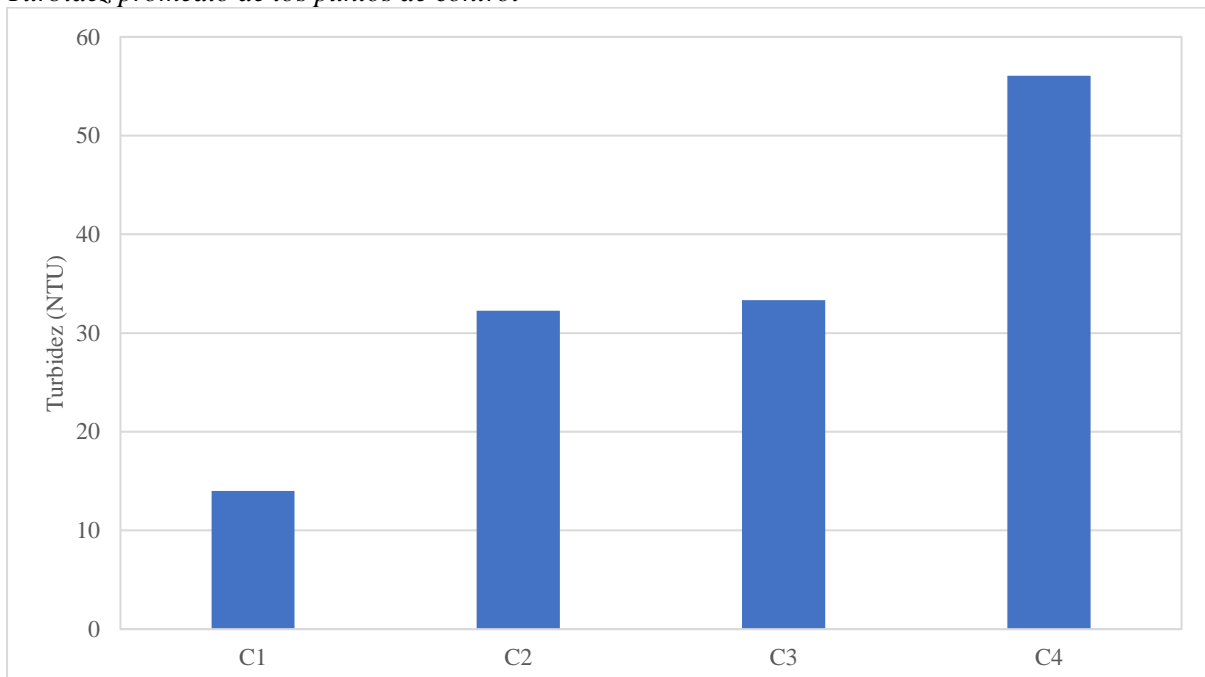
Turbidez de los puntos de control en los tres muestreos



La turbidez tuvo un aumento desde el punto C1 hasta C4, desde 14 NTU hasta 56 NTU y el promedio de turbidez en el tramo fue de 33,92 NTU.

Figura 47.

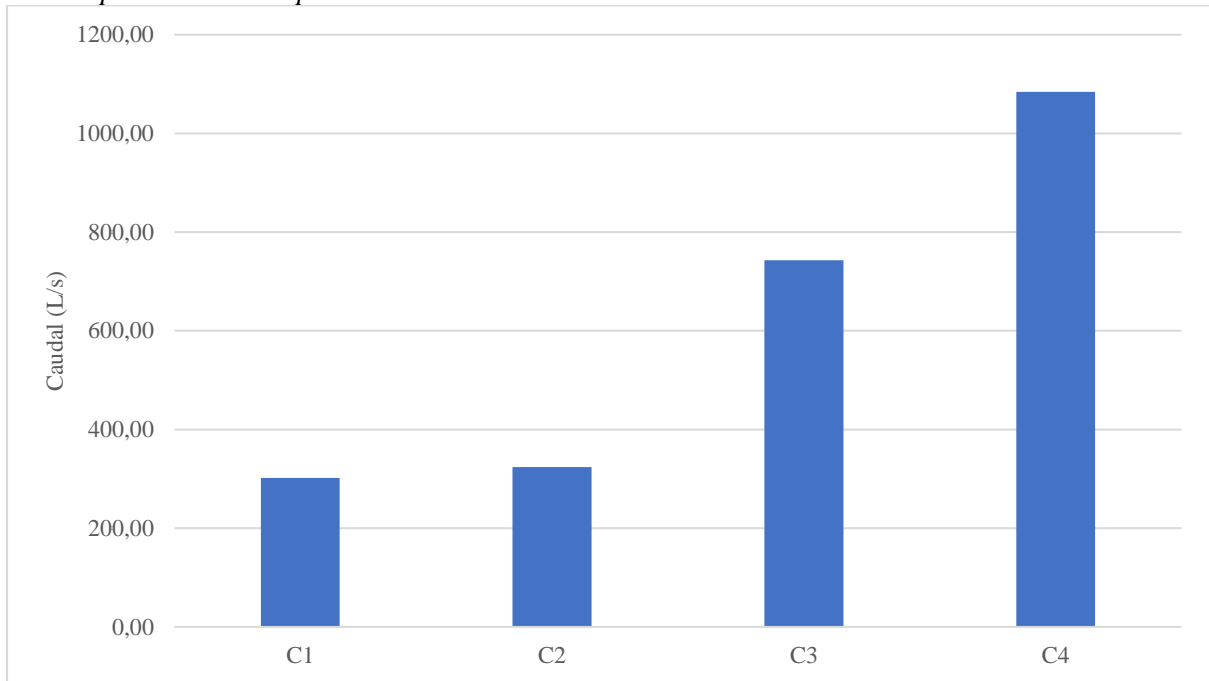
Turbidez promedio de los puntos de control



Caudal. El caudal aumentó desde el punto inicial (301,97 L/s) hasta el punto final (1084,4 L/s). El caudal promedio del tramo fue de 613,23 L/s (Figura 48).

Figura 48.

Caudal promedio de los puntos de control



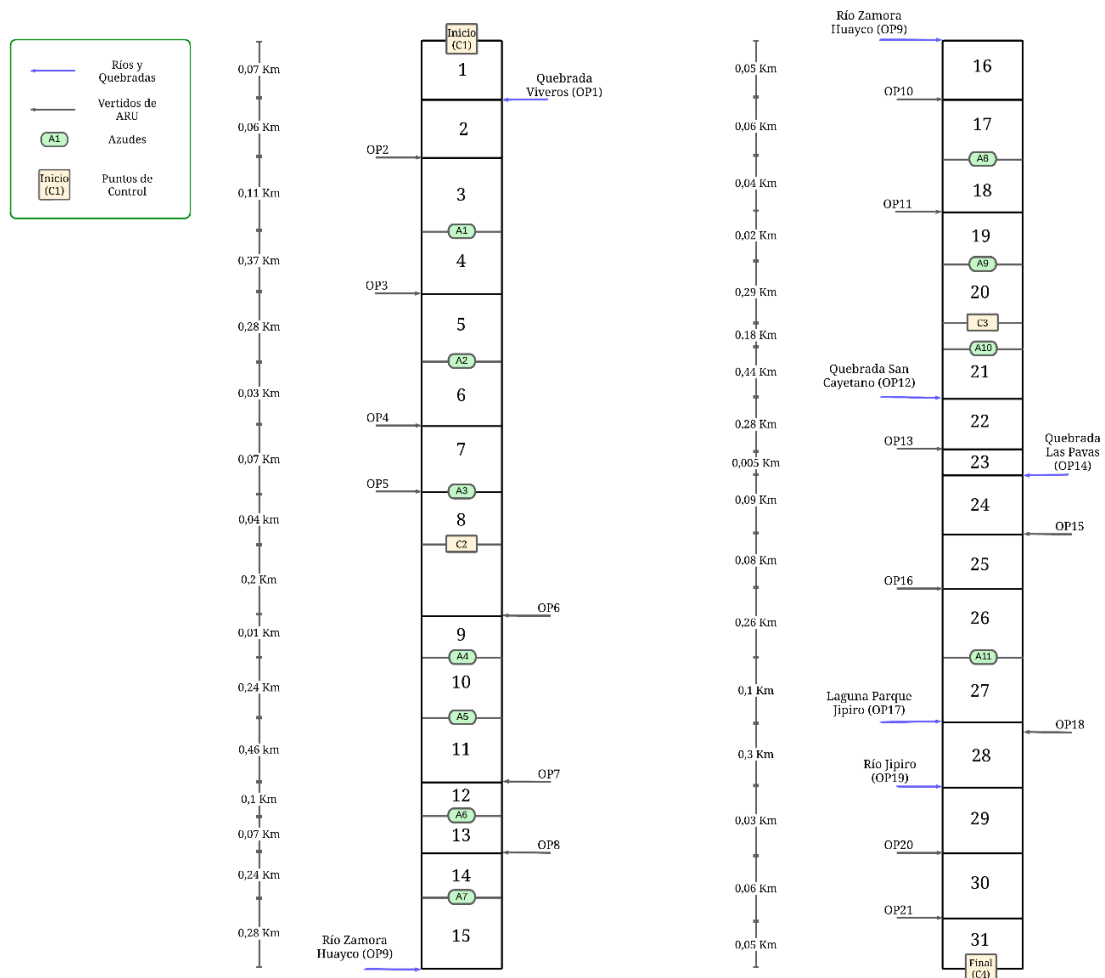
6.2. Resultados del segundo objetivo

En este apartado se presentan los resultados del modelamiento matemático como: segmentación del río, condiciones iniciales de cada subtramo y la resolución de las ecuaciones para O_2 , L y NH_4^+

6.2.1. Segmentación del río

De acuerdo a los criterios mencionados en la metodología, se segmentó el río en un total de 31 subtramos, los cuales se observan en la Figura 49, la cual muestra el inicio y final de cada subtramo, así como también su distancia.

Figura 49.
Esquematación de los subtramos del modelo



6.2.2. Condiciones iniciales de cada subtramo

Los resultados del balance de masas para el cálculo de las condiciones iniciales de cada tramo se muestran en la Tabla 17, estas condiciones son importantes, pues a partir de estas se pudieron resolver las ecuaciones de transporte.

Tabla 17.
Condiciones iniciales de cada subtramo

Subtramo	Punto	Q ₀ (L/s)	T ₀ (°C)	L ₀ (mg/L)	[O ₂] ₀ (mg/L)	[NH ₄ ⁺] ₀ (mg/L)
1	C1	301,97	17,97	43,45	8,56	2,48
2	OP1	334,04	18,10	59,86	8,40	4,62
3	OP2	334,15	18,10	59,85	8,40	4,62
4	A1	334,15	18,10	59,85	7,88	4,62
5	OP3	335,84	18,10	59,66	7,88	4,63
6	A2	335,84	18,10	59,66	7,72	4,63
7	OP4	337,32	18,10	59,48	7,72	4,61
8	OP5 y A3	354,50	18,16	68,70	7,57	5,96
9	OP6	363,12	18,21	76,48	7,48	6,75
10	A4	363,12	18,21	76,48	7,42	6,75

11	A5	363,12	18,21	76,48	7,40	6,75
12	OP7	363,51	18,21	76,83	7,39	6,76
13	A6	363,51	18,21	76,83	7,36	6,76
14	OP8	365,22	18,25	77,63	7,35	6,86
15	A7	365,22	18,25	77,63	7,35	6,86
16	OP9	510,38	18,02	69,79	7,20	5,98
17	OP10	558,62	18,08	64,92	7,00	5,47
18	A8	558,62	18,08	64,92	7,08	5,47
19	OP11	560,52	18,09	66,03	7,07	5,54
20	A9	560,52	18,09	66,03	7,14	5,54
21	A10	560,52	18,09	66,03	7,29	5,54
22	OP12	580,83	18,12	69,50	7,15	5,89
23	OP13	583,13	18,12	70,19	7,14	5,96
24	OP14	624,98	18,17	81,18	6,99	7,37
25	OP15	645,48	18,22	89,93	6,87	8,15
26	OP16	662,03	18,26	98,66	6,75	8,96
27	A11	662,03	18,26	98,66	6,98	8,96
28	OP17 y OP18	690,51	18,26	95,57	6,99	8,61
29	OP19	711,27	18,07	84,26	7,31	7,18
30	OP20	716,15	18,07	84,37	7,30	7,16
31	OP21	719,32	18,08	84,90	7,28	7,23

Cabe mencionar que las condiciones iniciales en los azudes son las mismas que las del subtramo anterior, a excepción de la concentración de oxígeno, pues en cada azud se aplicó la metodología para la presencia de azudes ubicada en el apartado 5.4.3.

6.2.3. Constantes cinéticas

De acuerdo a las ecuaciones utilizadas para cada constante, las cuales se mencionan en el apartado 5.4.4, se obtuvieron los siguientes valores:

Tabla 18.

Constantes cinéticas obtenidas para cada subtramo

Subtramos	Coefficiente	Valor antes de calibrar
1 - 8	k_1 (d^{-1})	0,07
	k_s (mg/Ld)	1,6
	k_n (d^{-1})	0,07
	k_{sn} (mg/Ld)	0,09
	k_2 (d^{-1})	0,13
9 - 20	k_1 (d^{-1})	0,09
	k_s (mg/Ld)	2,97
	k_n (d^{-1})	0,14
	k_{sn} (mg/Ld)	0,22
	k_2 (d^{-1})	0,18
21 - 31	k_1 (d^{-1})	0,07
	k_s (mg/Ld)	2,33
	k_n (d^{-1})	0,14
	k_{sn} (mg/Ld)	0,21
	k_2 (d^{-1})	0,1

6.2.4. Modelamiento de la materia orgánica (L)

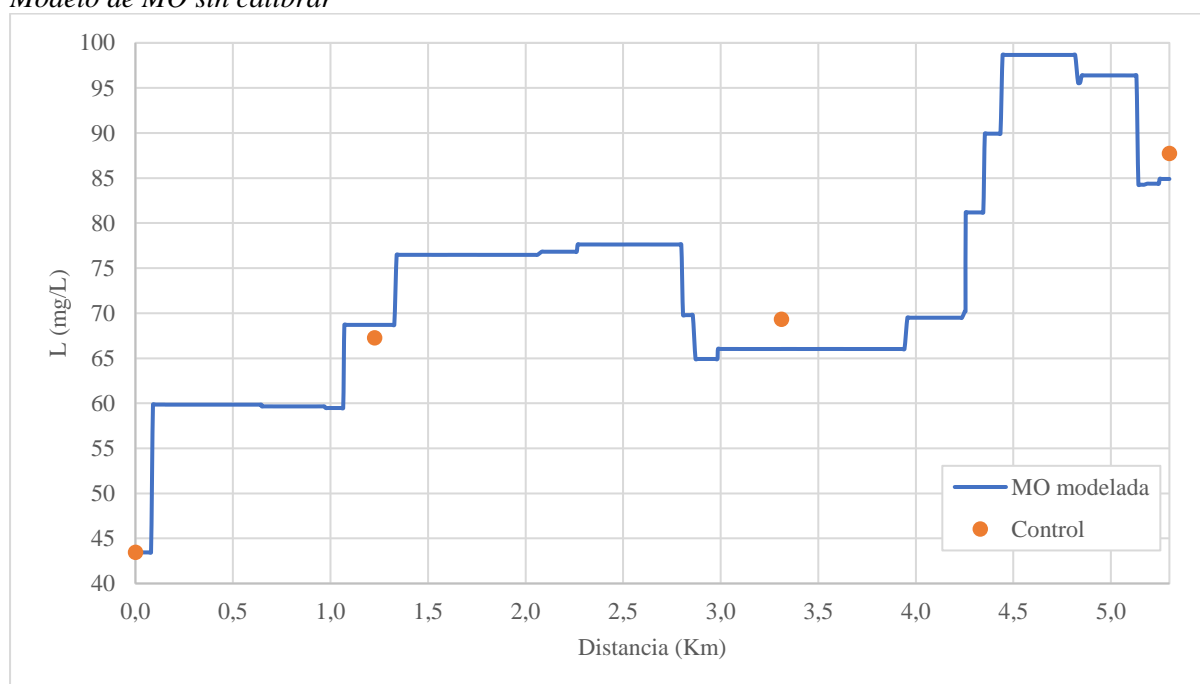
El modelamiento de materia orgánica se desarrolló en base a los datos de DBO₅, dando como resultado la Figura 50, en la que se puede observar un incremento desde una concentración inicial de 43,45 mg/L hasta una concentración de 84,89 mg/L al final del tramo.

El aporte del punto OP1 ubicado a los 0,08 Km del tramo produjo un incremento en la concentración de la DBO₅ desde 43,45 mg/L hasta 59,86 mg/L a los 0,12 Km, esta concentración disminuyó ligeramente hasta 59,48 mg/L al 1,07 Km donde se tiene como aportantes a los puntos OP2, OP3 y OP4; que no causan un cambio significativo en la concentración del modelamiento de la MO.

Posteriormente, debido al aporte de OP5 y OP6 la concentración de la MO en función de la DBO₅ aumentó hasta 76,48 mg/L a los 1,38 Km del tramo. Luego a los 2,29 Km del tramo, el aporte de los vertidos OP7 y OP8 nos llevan a una concentración de 77,63 mg/L. Seguidamente los puntos OP9 y OP10 contribuyeron a disminuir la concentración de MO hasta 64,92 mg/L en el kilómetro 2,98. Después aumentó a 66,03 mg/L por OP11 el cual se mantuvo hasta los 3,94 Km.

Así mismo el modelo de la materia orgánica muestra el aumento de DBO₅ a los 3,98 Km, por el aporte de la quebrada San Cayetano (OP12) con un aumento de 3 mg/L, además OP13 ubicado a los 4,24 Km contribuye con 1 mg/L hasta una concentración de 70,19 mg/L. Seguidamente, el aporte de la quebrada Las Pavas (4,28 Km) y los puntos de vertido OP15 (4,36 Km) y OP16 (4,47 Km) aumenta la concentración del río al valor más alto de MO en el tramo, el cual es 98,67 mg/L a los 4,48 Km. Finalmente OP17 (4,84 Km), OP18 (4,87 Km), el Río Jipiro (OP19; 5,17 Km), OP20 (5,17 Km) y OP21 (5,28 Km) reducen la concentración de MO hasta 84,9 mg/L, siendo el río Jipiro el que produce una disminución de 12,13 mg/L.

Figura 50.
Modelo de MO sin calibrar



En la Tabla 19 se muestra el valor obtenido en el cálculo del RRE para el modelo, el cual fue de 5,17%.

Tabla 19.
Porcentaje de error del modelo de MO sin calibrar

Punto	Observado (mg/L)	Modelado (mg/L)	Media cuadrática	RRE (%)
C2	67,25	68,70		
C3	69,32	66,03	2,29	5,17
C4	87,72	84,9		

6.2.5. Modelamiento de $[NH_4^+]$

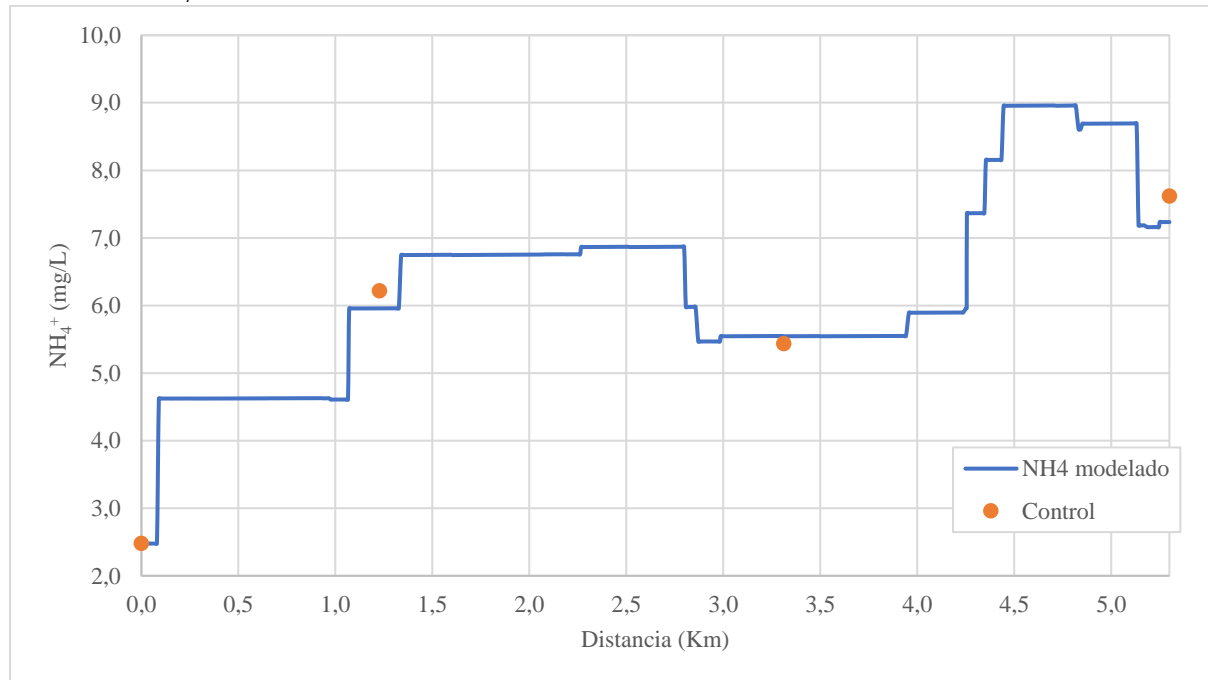
El modelo de NH_4^+ (Figura 51) muestra una concentración inicial de 2,48 mg/L, siendo esta la concentración más baja en el tramo y finalizó con 7,23 mg/L. Los puntos: quebrada San Cayetano (OP12; 3,97 Km), OP13 (4,24 Km), Quebrada las Pavas (OP14; 4,29 Km) y OP15 (4,36 Km); contribuyeron a que la concentración de NH_4^+ aumente desde 5,54 mg/L hasta 8,96 mg/L, siendo esta última la concentración más alta registrada en el tramo.

Otro punto que aumenta la concentración de NH_4^+ hasta casi duplicarla es OP1 (0,11 Km), el cual incrementa la concentración desde 2,48 mg/L hasta 4,62 mg/L. Seguidamente se tiene a los puntos OP5 (1,07 Km) y OP6 (1,37 Km) que contribuyen con una alta carga de NH_4^+ , pues desde una concentración de 4,62 mg/L antes del aporte de OP5, la concentración aumenta a 6,75 mg/L después del aporte de OP6.

Además, existen puntos como el río Zamora Huayco (OP9; 2,84 Km), OP10 (2,90 Km), OP17 (4,85 Km), río Jipiro (OP19; 5,14 Km) y OP20 (5,19 Km), que contribuyen a disminuir la concentración de NH_4^+ . Siendo el río Jipiro y río Zamora Huayco los más influyentes en la disminución de la concentración, ya que el río Zamora Huayco de una concentración de 6,87 mg/L la reduce hasta 5,98 mg/L. Mientras que el río Jipiro provoca una disminución desde 8,69 mg/L hasta 7,18 mg/L.

Figura 51.

Modelo de NH_4^+ sin calibrar



El error en el modelo de NH_4^+ fue de 4,64%, existiendo una mayor diferencia entre los valores observados y lo modelado, en el punto C4.

Tabla 20.

Porcentaje de error del modelo de NH_4^+ sin calibrar

Punto	Observado (mg/L)	Modelado (mg/L)	Media cuadrática	RRE (%)
C2	6,22	5,96		
C3	5,43	5,55	0,24	4,64
C4	7,62	7,24		

6.2.6. Modelamiento de $[\text{O}_2]$

El modelo matemático de oxígeno (Figura 52) muestra dos fases, la primera es cuando la concentración de OD se mantuvo por encima del oxígeno de saturación desde el inicio del tramo de estudio hasta el río Zamora Huayco (2,82 Km). La segunda es cuando la concentración de OD disminuyó hasta por debajo del O_{sat} , desde el aporte del río Zamora Huayco hasta el final del tramo. La concentración inicial del río fue de 8,56 mg/L la cual

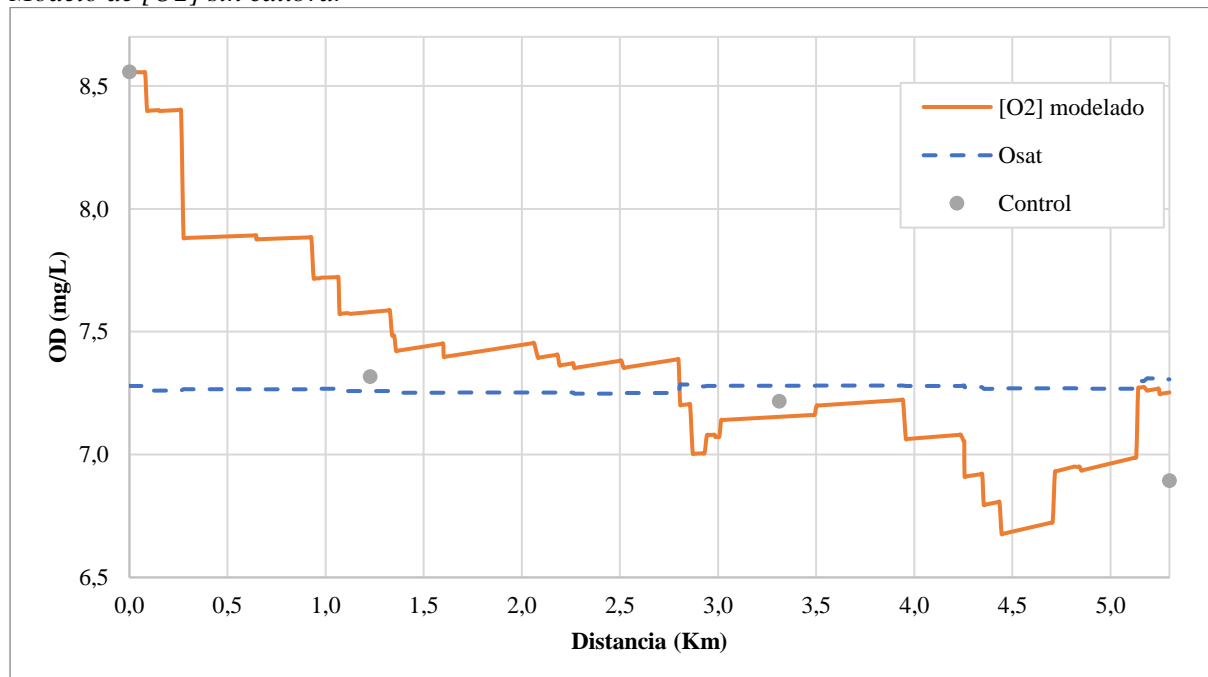
disminuyó hasta 7,29 mg/L al final del tramo. Además, la concentración del O_{sat} tuvo un promedio de 6,26 mg/L.

Los puntos OP1 (0,11 Km), OP6 (1,37 Km), OP7 (1,62 Km) y los azudes A1 (0,23 Km), A2 (0,94 Km), A3 (1,18 Km), A4 (1,36 Km) y A5 (1,6 Km) contribuyeron a disminuir la concentración hasta 7,39 mg/L a los 1,6 Km desde el inicio del tramo. Posteriormente la concentración se mantiene entre 7,41 y 7,35 mg/L durante una distancia de 0,72 Km, esto debido a los aportes de OP7 (1,62 Km) y OP8 (2,10 Km), además de los azudes A6 (2,21 Km) y A7 (2,28 Km).

Debido a los aportes del río Zamora Huayco (OP9; 2,84 Km) y OP10 (2,90 Km), la concentración desciende por debajo del oxígeno de saturación hasta 7,01 mg/L. Posteriormente, gracias a los azudes A8 (2,96 Km), A9 (3,02 Km) y A10 (3,51 Km), la concentración de OD aumenta a 7,22 mg/L. Seguidamente, la concentración del OD disminuye hasta el valor más bajo en el tramo, el cual es de 6,68 mg/L, debido al aporte de los siguientes puntos: la quebrada San Cayetano (OP12; 4 Km), OP13 (4,25 Km), quebrada Las Pavas (OP14; 4,28 Km), OP15 (4,36 Km) y OP16 (4,46 Km).

Al final del tramo a los 4,72 Km la concentración aumenta hasta 7,28 mg/L gracias al azud A11 (4,72 Km) y al río Jipiro (OP19; 5,14 Km). Para finalmente los puntos OP20 (5,21 Km) y OP21 (5,27 Km) reducen la concentración hasta 7,25 mg/L.

Figura 52.
Modelo de [O₂] sin calibrar



El error final obtenido en el modelo de $[O_2]$ fue de 13,53% el cual se muestra en la tabla 21. Existiendo una mayor diferencia entre los datos observados con los modelados, en el punto C4.

Tabla 21.

Porcentaje de error del modelo de $[O_2]$ sin calibrar

Punto	Observado (mg/L)	Modelado (mg/L)	Media cuadrática	RRE (%)
C2	7,32	7,58		
C3	7,22	7,15	0,23	13,53
C4	6,89	7,25		

6.3. Resultados del tercer objetivo

En este apartado se presentarán los resultados del análisis de sensibilidad y la calibración de los modelos desarrollados.

6.3.1. Análisis de sensibilidad

En la Tabla 22 se presentan los resultados del análisis de sensibilidad, donde se obtuvo que la constante de nitrificación es la más influyente en el modelo de $[O_2]$, mientras que k_2 es la menos influyente en el modelo.

Tabla 22.

Resultados del análisis de sensibilidad

% Variación			
$k_1 +10\%$	3,00E-04	$k_1 -10\%$	1,68E-04
$k_s +10\%$	4,13E-04	$k_s -10\%$	3,53E-04
$k_n +10\%$	6,81E-04	$k_n -10\%$	6,77E-04
$k_{sn} +10\%$	2,18E-05	$k_{sn} -10\%$	2,17E-05
$k_2 +10\%$	1,11E-05	$k_2 -10\%$	1,11E-05

6.3.2. Calibración de los modelos de L , $[NH_4^+]$ y $[O_2]$

Para facilitar el proceso de calibración se consideraron constantes los valores de las cinéticas, profundidad y velocidad de cada subtramo entre puntos de control, 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 23 se muestran los parámetros de velocidad y profundidad utilizados en cada subtramo.

Tabla 23.

Parámetros fijos de cada subtramo

Subtramos	Velocidad (m/s)	Profundidad (m)
Subtramo 1 a 8	0,5	0,17
Subtramo 9 a 20	0,36	0,12
Subtramo 21 a 31	0,45	0,19

Las constantes cinéticas se ajustaron para la calibración, ante esto en la Tabla 24 se presentan los valores de las constantes cinéticas antes y después de la calibración del modelo en cada subtramo.

Tabla 24.
Constantes antes y después de la calibración

Tramos	Coefficiente	Valor antes de calibrar	Valor después de calibrar
Tramo 1 – Tramo 8	k_1	0,07	0,23
	k_s	1,6	5
	k_n	0,07	0,09
	k_{sn}	0,09	0,11
	k_2	0,13	0,13
Tramo 9 – Tramo 20	k_1	0,09	0,12
	k_s	2,97	5,00
	k_n	0,14	0,11
	k_{sn}	0,22	0,37
	k_2	0,18	1,15
Tramo 21 – Tramo 31	k_1	0,07	0,18
	k_s	2,33	5,80
	k_n	0,14	0,15
	k_{sn}	0,21	0,41
	k_2	0,1	1,15

6.3.3. Modelo calibrado de materia orgánica

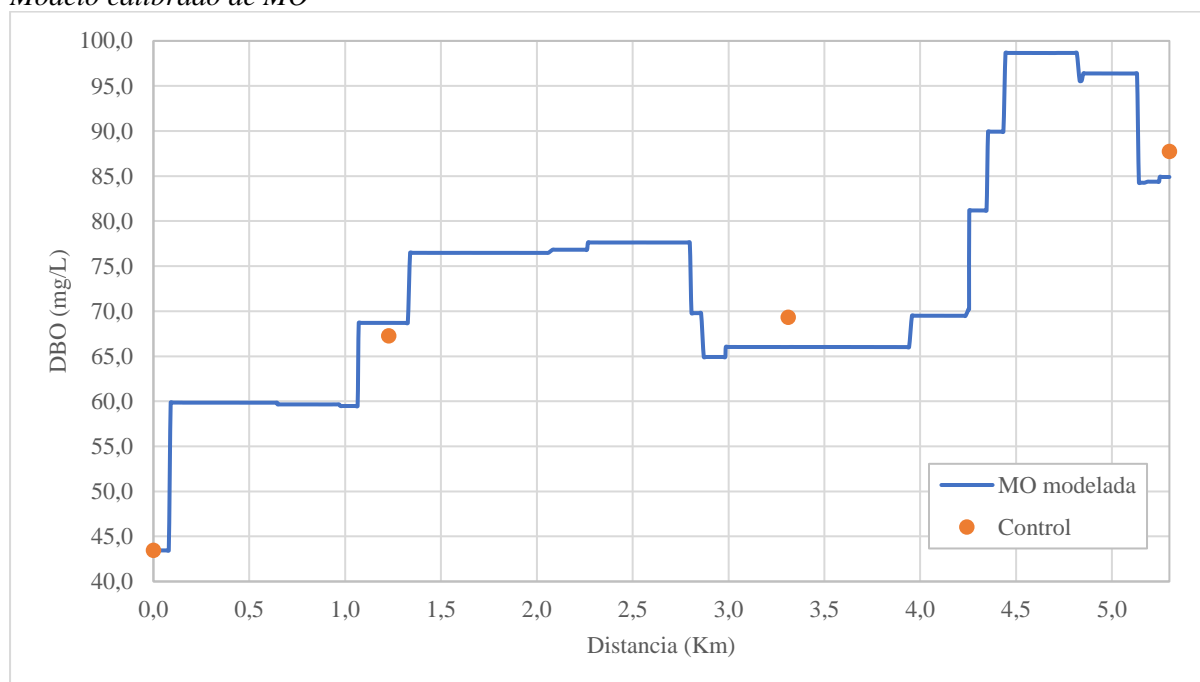
El error final del modelo de MO fue de 5,17%, el cual se mantuvo con respecto al error obtenido en el modelo antes de calibrar. Al comparar los valores de los puntos de control, la concentración disminuyó en C2 un 0,01 mg/L, mientras que en los demás puntos se mantuvieron.

Tabla 25.
Porcentaje de error del modelo de MO después de la calibración

Punto	Observado (mg/L)	Modelado		Media cuadrática	RRE (%)
		Antes de calibrar(mg/L)	Calibrado (mg/L)		
C2	67,25	68,70	68,70	2,29	5,17
C3	69,32	66,03	66,02		
C4	87,72	84,9	84,9		

En la Figura 53 se representa el modelo calibrado para la MO, el cual tuvo una diferencia de 0,0019 mg/L con respecto del modelo sin calibrar.

Figura 53.
Modelo calibrado de MO



6.3.4. Modelo calibrado de NH_4^+

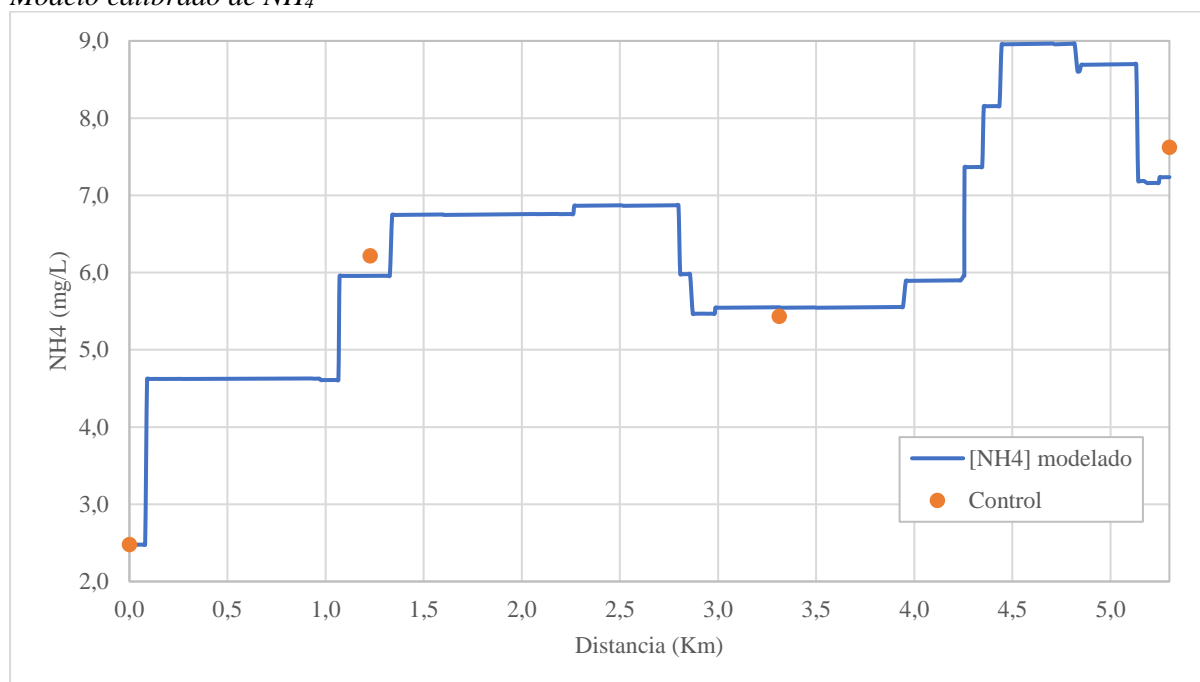
Después de calibrar el modelo, el error aumentó de 4,64% antes de calibrarlo a 4,65% después de calibrarlo, pues la diferencia de la concentración fue de 0,0012 mg/L.

Tabla 26.
Porcentaje de error del modelo de NH_4^+ después de la calibración

Punto	Observado (mg/L)	Modelado		Media cuadrática	RRE (%)
		Antes de calibrar (mg/L)	Calibrado (mg/L)		
C2	6,22	5,96	5,96	0,24	4,65
C3	5,43	5,55	5,55		
C4	7,62	7,24	7,24		

En la Figura 54 se tiene la concentración a lo largo del tramo con el modelo calibrado, el cual tuvo una concentración final de 7,24 mg/L, además la mayor concentración en el tramo, fue de 8,97 mg/L.

Figura 54.
Modelo calibrado de NH_4^+



6.3.5. Modelo calibrado de $[\text{O}_2]$

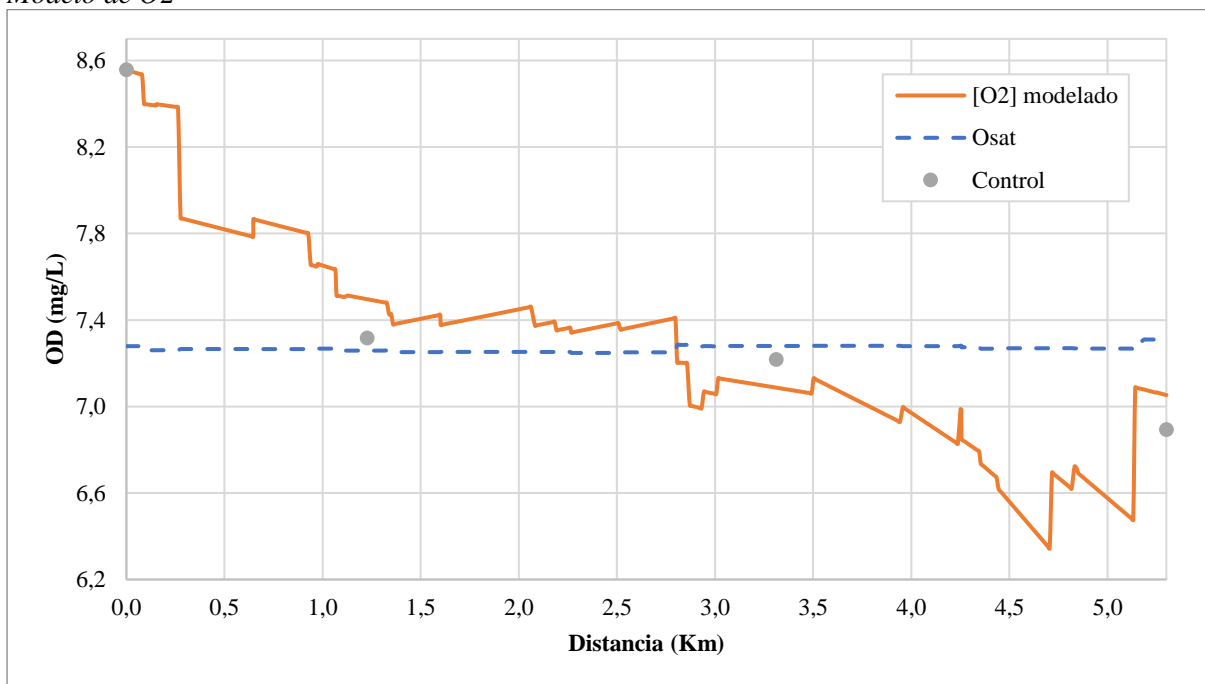
El modelo de $[\text{O}_2]$ tuvo un mayor cambio en la concentración después de la calibración con respecto de los otros modelos, pues de un error de 13,53% disminuyó hasta 8,20% después de la calibración.

Tabla 27.
Porcentaje de error del modelo de MO después de la calibración

Punto	Observado (mg/L)	Modelado		Media cuadrática	RRE (%)
		Antes de calibrar (mg/L)	Calibrado (mg/L)		
C2	7,32	7,58	7,5	0,14	8,20
C3	7,22	7,15	7,09		
C4	6,89	7,25	7,05		

El modelo tuvo una diferencia de 0,09 mg/L antes y después de la calibración. Los valores obtenidos desde el subtramo 1 al 8 (0 Km – 1,22 Km) fueron menores a los que existían antes de calibrar, mientras que desde el subtramo 9 al 20 (1,27 Km – 3,31 Km) los resultados fueron mayores y se mantuvieron entre 7,46 mg/L y 7,34 mg/L. Desde el subtramo 21 al 31 (3,49 Km – 5,30 Km), los valores obtenidos después de la calibración fueron menores, llegando al valor menor en todo el tramo que fue de 6,35 mg/L, y la concentración llegó a aumentar al final del tramo hasta 7,05 mg/L.

Figura 55.
Modelo de O2



7. Discusión

Los resultados obtenidos permitieron conocer acerca del tramo de estudio del río Malacatos, desde el sector La Tebaida hasta el sector Las Pitas, que la calidad del agua se ve afectada negativamente, debido a que, el oxígeno disuelto disminuye, y aumenta: la materia orgánica, conductividad, temperatura, salinidad y NH_4^+ . Lo cual se debe a que se evaluó las características de los vertidos identificados, que tienen altas cargas de DQO, DBO_5 , NH_4^+ y conductividad; provocando un incremento en la contaminación orgánica e inorgánica, una menor capacidad de autodepuración del río y un desequilibrio ecológico por la disminución del OD afectando la disponibilidad de oxígeno para los organismos acuáticos.

Los datos obtenidos en el estudio de Zúñiga, (2014) para la quebrada Las Pavas nos indica una media de DBO_5 de 35,75 mg/L, mismo que se ha visto incrementado en el presente estudio, con una media de 239,29 mg/L. Cabe indicar que el estudio de Zúñiga realizó sus muestreos en los meses de septiembre a diciembre de 2013 (caudales bajos) y febrero a julio de 2014 (caudales altos), mientras que en el presente las muestras fueron tomadas desde noviembre 2022 hasta enero del 2023 (caudales bajos), lo cual evidencia una gran diferencia para el DBO_5 en el punto OP14 (Quebrada Las Pavas), el cual es un vertido común en los dos estudios; por lo tanto se evidencia una degradación de la calidad del agua en este punto.

Los valores de DBO_5 y OD de los siguientes vertidos son: OP12 (266,67 mg/L; 3,30 mg/L), OP14 (367 mg/L; 4,89 mg/L), OP15 (558 mg/L; 3,30 mg/L) y OP16 (688 mg/L; 2,04 mg/L); estos valores indican una alta concentración de materia orgánica, lo cual tiene una influencia directa en la concentración de la MO en el río Malacatos dado que los vertidos son descargados directamente al río, específicamente entre el punto de control C3 con una DBO_5 de 69,32 mg/L y un OD de 7,22 mg/L, hasta C4 con una DBO_5 de 87,72 mg/L y un OD de 6,89 mg/L. Como consecuencia de estos vertidos, el OD del río tiende a disminuir, dificultando a su vez a la degradación de la MO en el río Malacatos (Aziz y Tebbutt, 1979).

El modelamiento matemático del presente estudio realizado en el tramo del río Malacatos desde la Tebaida hasta Las Pitas, se tomó en cuenta los criterios de segmentación dados por Sierra (2011), donde se consideraron los azudes (total 11) y vertidos (total 21), pues afectan la concentración de OD, DBO_5 y NH_4^+ en el río, resultando un total de 31 segmentos.

La constante de la degradación de la MO (k_1), al momento de su cálculo resultó por debajo de los rangos típicos mencionados por Pazmiño (2020) y Rivera (2015) en la Tabla 12, con valores de $0,07 \text{ d}^{-1}$ desde el subtramo 1 a 8; $0,09 \text{ d}^{-1}$ desde el subtramo 9 a 20 y $0,07 \text{ d}^{-1}$ desde el subtramo 21 a 31. Esto puede deberse a que las ecuaciones utilizadas para su cálculo

no fueron las idóneas para el caso de estudio. Sin embargo, en el proceso de calibración se realizó el ajuste de dicha constante, lo cual permitió establecerla dentro de los rangos típicos de Pazmiño (2020) y Rivera (2015), con los valores finales de $0,23 \text{ d}^{-1}$ desde el subtramo 1 a 8; $0,12 \text{ d}^{-1}$ desde el subtramo 9 a 20 y $0,18 \text{ d}^{-1}$ desde el subtramo 21 a 31. Lo que mejora la confiabilidad del modelo matemático.

Según Maldonado y Cisneros (2014), los azudes identificados en el tramo de estudio fueron construidos con el fin de disminuir la velocidad del agua del río para evitar el desbordamiento del canal del río en el centro urbano. Además, en el presente estudio se determinó que dichos azudes contribuyen al ingreso y expulsión de oxígeno, con una tendencia a equilibrar el OD hacia el valor del oxígeno de saturación (O_{sat}), el mismo que se estableció en el presente con un valor promedio de $9,44 \text{ mg/L}$. Esta tendencia se observa en el modelo de $[O_2]$, cuando el OD se encuentra por encima del O_{sat} los azudes del 1 al 7 contribuyen a la expulsión del oxígeno, provocando que el OD disminuya hacia el O_{sat} . Mientras que, cuando el OD se encuentra por debajo del O_{sat} los azudes del 8 al 11 provocan que el oxígeno ingrese y por ende el OD aumente hacia el O_{sat} .

La calidad del agua disminuye gradualmente, a medida que avanza aguas abajo, lo cual se debe a las descargas de aguas, tanto de vertidos como de quebradas, principalmente a las identificadas después de la conjunción del río Malacatos con el río Zamora Huayco. Esto se comprueba gracias a los modelos matemáticos de OD, MO y NH_4^+ , donde se observa que el OD disminuye desde los 2,8 Km del tramo con un valor de OD de $7,20 \text{ mg/L}$ hasta llegar al valor más bajo en el tramo de $6,34 \text{ mg/L}$ a los 4,71 km, esta disminución se debe principalmente al aporte del punto OP16, que tiene el valor promedio más alto de DBO_5 ($439,47 \text{ mg/L}$) en comparación de los demás vertidos.

Así mismo otro vertido que influye en la disminución del OD del río, es el punto OP12 (Quebrada San Cayetano), donde el modelo de MO muestra que, la concentración de materia orgánica (DBO_5) aumenta sus valores, antes y después de dicho punto, desde $66,02 \text{ mg/L}$ hasta $69,49 \text{ mg/L}$; lo mismo sucede con los vertidos OP13, OP14, OP15 y OP16, provocando que la MO del río aumente hasta $98,67 \text{ mg/L}$ después del punto OP16. Igualmente Zúñiga, (2014) en su estudio, determinó que la calidad del agua en el río Malacatos se ve mayormente influenciada por los vertidos provenientes del sector occidental de la ciudad; siendo los principales causantes de esta disminución la quebrada San Cayetano (OP12) y Las Pavas (OP14) las cuales según Delgado Cruz et al., (2021); Pesantes y Cañas, (2021) son receptoras de vertidos de aguas residuales.

Según Sierra, (2011) la calibración es aceptable cuando el error del modelo matemático es menor a 10%, lo cual se cumplió en los tres modelos con un valor de 5,17% para la materia orgánica, 4,65% para el NH_4^+ y 8,20% para el OD. Sin embargo, el valor del error del modelo de OD es cercano al límite establecido por Sierra, lo que reduce la confiabilidad en los datos que genera el modelo. Es por eso que, para disminuir dicho porcentaje se debería establecer un mayor número de puntos de control a lo largo del tramo, para de esta forma reducir la incertidumbre que existe entre los datos modelados y observados.

Sierra (2011) afirma que, para modelar el comportamiento de un río, se suele elegir un evento que represente condiciones extremas de caudal bajo. Este fue el método empleado en el presente estudio, que permitió obtener modelos que aportaron información relevante sobre la situación actual del río y que pueden constituir una herramienta útil para mejorar su gestión y administración.

8. Conclusiones

- El levantamiento de la línea base permitió observar que el río cumple con los límites máximos permisibles de OD y pH establecidos en la normativa ecuatoriana.
- El modelo matemático proporciona información sobre la contaminación del río Malacatos, la cual es causada por las elevadas concentraciones de materia orgánica proveniente de los vertidos identificados. Es importante destacar que las quebradas San Cayetano (OP12) y Las Pavas (OP14) son las principales fuentes de contaminación que afectan de manera significativa al río.
- Se determinó que los azudes influyen positivamente en la reaireación del río, provocando el aumento en la concentración de OD.
- El modelamiento matemático calibrado tuvo un error aceptable menor al 10%, permitiendo entender los procesos que intervienen en la concentración de OD y MO.

9. Recomendaciones

- Se recomienda establecer mayor número de puntos de control, que ayuden a disminuir el error del modelo.
- Es necesario validar el modelo, por lo tanto, se debe realizar recolección de datos en periodos de caudales máximos
- Se recomienda realizar modelamiento con constantes cinéticas determinadas en campo, pues en la presente se utilizaron ecuaciones y constantes, establecidas y calculadas en otros estudios.
- Para disminuir el error se recomienda realizar la medición de la DBO₅ a partir de los procedimientos establecidos, ya que en el presente estudio se utilizó una relación DQO/DBO₅ de 0.64 para todos los puntos.
- Con respecto a investigaciones futuras se recomienda realizar estudios sobre el origen y la calidad del agua en los vertidos, quebradas y ríos que descargan directamente al río Malacatos y río Zamora, pues esto permite llenar el vacío de información sobre la calidad del agua de la ciudad de Loja.

10. Bibliografía

- Alvarez, J., Meraz, M., y 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>
- Arce, M., y 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*. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Aziz, J. A., y Tebbutt, T. (1979). *Significance of COD, BOD and TOC Correlations in Kinetic Models of Biological Oxidation* (Vol. 14).
- Bansal, R. (2010). *A Textbook of Fluid Mechanics and Hydraulic Machines* (Novena edición). Laxmi Publications.
- Bartram, J., y Ballance, R. (1996). *Water Quality Monitoring* (1.^a ed.).
- Basán, M. (2008). *Aforadores de corrientes de agua*.
- Benjumea Hoyos, C. A. (2018). Determinación de coeficientes de degradación de materia orgánica en el río Negro (municipio de Rionegro, Colombia). *Bionatura*, 3(1). <https://doi.org/10.21931/RB/2018.03.01.10>
- Butts, T. A., y Evans, R. L. (1983). *Effects of Channel Dams on Dissolved Oxygen Concentrations in Northeastern Illinois Streams* (Circular 132). Illinois Water Survey.
- Castillo, J., y Espinoza, C. (2005). *Modelo de Simulación para la Calidad de Agua en un Río*.
- Chapra, S. (2008). *Surface Water-Quality Modeling*. Waveland Press, Inc.
- Chapra, S., Pelletier, G., y 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*.
- Cuellar, A. F., y Lezama, J. F. (2021). Análisis de Calidad De Agua del Río Chipalo por el vertimiento Santa Ana 1 y 2 utilizando el modelo Qual2k. *ITECKNE*, 19(1). <https://doi.org/10.15332/iteckne.v19i1.2630>
- Del Angel. Maria. (1994). *Contribución al estudio de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO)*. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Delgado Cruz, A. del R., Camargo Mora, M. G., y Delgado Cruz, M. J. (2021). Condicionantes, potencialidades y oportunidades para generar bienestar en el asentamiento San Cayetano. Loja - Ecuador. *AXIOMA*, 1(25), 56-65. <https://doi.org/10.26621/ra.v1i25.743>

- Díaz, Y. (2018). *Es necesario los colectores en la parte occidental de la ciudad / Municipio de Loja*. <https://www.loja.gob.ec/noticia/2018-09/es-necesario-los-colectores-en-la-parte-occidental-de-la-ciudad>
- Everard, M., y Moggridge, H. L. (2012). Rediscovering the value of urban rivers. *Urban Ecosystems*, 15(2), 293-314. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0174-7>
- Fernández, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, 11(3), 147-170.
- GAD Municipal de Loja. (2013). *Ordenanza que Delimita y Estructura las Parroquias Urbanas del Cantón Loja Límites del Cantón Loja*.
- Galárraga, R. (2004). *Estado de los Recursos Hídricos en Ecuador*. <http://tierra.rediris.es/hidrored/basededatos/docu1.html>
- García, H., y 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*.
- Isch, E. (2011). *Contaminación de las aguas y políticas para enfrentarla*. www.camaren.org
- Isea, D., Vargas, L., Durán, J., Delgado, J., y Mendoza, R. (2015). Biokinetics parameters governing of BOD equation in a crab-processing industry wastewater. En *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia* (Vol. 38).
- Ji, Z.-G. (2008). *Hydrodynamics and Water Quality Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. Wiley-Interscience.
- Ji, Z.-G., Asce, M., Hamrick, J. H., y Pagenkopf, J. (2002). Sediment and Metals Modeling in Shallow River. *Journal of Environmental Engineering*. <https://doi.org/10.1061/ASCE0733-93722002128:2105>
- Ji, Z.-G., Modon, M., y 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)
- Lin, L., Yang, H., y Xu, X. (2022). Effects of Water Pollution on Human Health and Disease Heterogeneity: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
- Maldonado, G., y Cisneros, M. (2014). *Monitoreo de la calidad de agua del Río Malacatos, tramo comprendido desde los Dos Puentes hasta el sector de Sauces Norte*. Universidad Técnica Particular de Loja.

- Matovelle, C. (2017). Modelo matemático de calidad de agua aplicado en la microcuenca del río Tabacay. *Killkana Técnica*, 1(1), 39. https://doi.org/10.26871/killkana_tecnica.v1i1.19
- Microlab Industrial. (2017, marzo 17). *Las formas múltiples del Nitrógeno (amónio-nitrito-nitrato-nitrificación-desnitrificación)*. <https://www.aguasresiduales.info/revista/blog/las-formas-multiples-del-nitrogeno>
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Reviews in Microbiology*, 3(9).
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., y Jiménez, J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 59-74.
- Nuruzzaman, M., Mamun, A. A., y Salleh, M. N. B. (2018). Determining ammonia nitrogen decay rate of Malaysian river water in a laboratory flume. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(6), 1249-1256. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1482-0>
- Ochoa, J., y Aguirre, C. (2012). *Metodología para el Modelado Matemático de la Calidad del Agua en Redes de Distribución de Agua Potable* (Universidad Nacional de Loja, Ed.). Estudios Universitarios. www.unl.edu.ec
- Owens, M., Edwards, R. W., y Gibbs, J. W. (1964). Some Reaeration Studies in Streams. *Air and water pollution*, 8, 469-486. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14215805>
- Pasquini, A. I., Formica, S. M., y Sacchi, G. A. (2012). Hydrochemistry and nutrients dynamic in the Suquía River urban catchment's, Córdoba, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 65(2), 453-467. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0978-z>
- Pazmiño Rodríguez, J. C. (2020). *FUNDAMENTOS DE MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA*. Grupo Compás.
- Pesantes, B., y Cañas, A. (2021). *Calidad del agua en microcuencas de quebradas: Las pavas - Shushuwayco – Turunuma y del Cementerio en barrios occidentales de la ciudad de Loja, Provincia de Loja* [Trabajo de titulación, Universidad de Guayaquil]. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/53453>
- Pulla, E. P. (2007). *CALIDAD DE AGUA TRABAJO DE INVESTIGACION OXIGENO DISUELTO (OD)*.
- Rivera, J. (2015). Determinación de las tasas de oxidación, nitrificación y sedimentación en el proceso de autopurificación de un río de montaña. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 24(2).

- Rojas, L., y Portela, J. (2010). Modelación de la calidad del agua en el segmento medio del río Luyanó. *Nucleus*, 47.
- Ronzano, E., y Dapena, J. (2010). *Medida de la Contaminación Orgánica*.
- Samboni, N., Escobar, Y., y Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e investigación*, 27(3), 172-181.
- Sánchez, J. (2013). *Medida de caudales*. <http://hidrologia.usal.es>Pág.1
- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico* (L. López, Ed.; 1.^a ed.).
- Streeter, H. W., y Phelps, E. B. (1958). *A STUDY OF THE POLLUTION AND NATURAL PURIFICATION OF THE OHIO RIVER III. FACTORS CONCERNED IN THE PHENOMENA OF OXIDATION AND REAERATION PREPARED BY DIRECTION OF THE SURGEON GENERAL*.
- Trento, A. E. (2001). Reseña Sobre Modelos Unidireccionales de Calidad de Aguas en Rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6, 175-183.
- Votruba, A. M., y Corman, J. R. (2020). Definitions of water quality: A survey of lake-users of water quality-compromised lakes. *Water (Switzerland)*, 12(8). <https://doi.org/10.3390/W12082114>
- Yaguana, R., y Cartuche, A. (2022). *Vínculos entre el estado de conservación de vegetación ribereña y las comunidades de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad de agua en el río Malacatos de la ciudad de Loja* [Trabajo de Titulación previa a la obtención del título de Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/24876>
- Zamora, I., Mazari, M., y Almeida, L. (2018). Sistema de indicadores para la recuperación de ríos urbanos. El caso del río Magdalena, Ciudad de México. *Acta Universitaria*, 27(6), 53-65. <https://doi.org/10.15174/au.2017.1520>
- Zamora, J. (2009). Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela, noviembre del 2008. *Pensamiento Actual*, 9(12).
- Zúñiga, A. (2014). *Modelación de la calidad de agua del río Malacatos, tramo comprendido desde el Sector Dos Puentes hasta Sauces Norte*.

11. Anexos

Anexo 1. Certificado de traducción del resumen (Abstract)



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

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

Loja, 28 de enero 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 Malacatos en el tramo La Tebaida – Las Pitás, mediante modelación matemática**, cuya autoría del estudiante Oscar Gabriel Flores Hurtado, con cédula 1150283677 es verdadero y correcto a mi mejor saber y entender.

Atentamente

YANINA
BELEN
QUIZHPE
ESPINOZA
Firmado digitalmente por YANINA BELEN QUIZHPE ESPINOZA
Fecha: 2024.01.28
12:02:03 -05'00'

Mg. Yanina Quizhpe Espinoza.

Traductora freelance