



Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Carrera de Ingeniería Ambiental

**Evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante
modelación matemática**

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

AUTOR:

Anderson Jordy Ochoa Tamay

DIRECTORA:

Ing. Andrea Jackeline Castillo Villalta Mg.Sc.

Loja – Ecuador

2024

Certificación

Loja, 24 de marzo de 2023

Ing. Jackelinne Andrea Castillo Villalta Mg.Sc.

DIRECTORA DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

C E R T I F I C O:

Que he revisado y orientado todo el proceso de la elaboración del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante modelación matemática**, previo a la obtención del título de **Ingeniero Ambiental**, de autoría del estudiante **Anderson Jordy Ochoa Tamay**, con cédula de identidad Nro. **1106065418**, una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos exigidos por la Universidad Nacional de Loja, para el efecto, autorizo la presentación del mismo para su respectiva sustentación y defensa.



Firmado electrónicamente por:
**JACKELINNE ANDREA
CASTILLO VILLALTA**

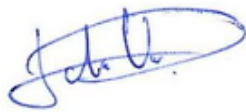
Ing. Jackelinne Andrea Castillo Villalta Mg.Sc.

DIRECTORA DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Autoría

Yo, **Anderson Jordy Ochoa Tamay**, 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 Institucional – Biblioteca Virtual.

Firma:



Autor: Anderson Jordy Ochoa Tamay

Cédula de identidad: 1106065418

Fecha: 09/01/2024

Correo electrónico: anderson.ochoa@unl.edu.ec

Teléfono: 0959078939

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, **Anderson Jordy Ochoa Tamay**, declaro ser autor del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante modelación matemática**, como requisito para optar 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 a los nueve días del mes de enero de dos mil veinticuatro.

Firma:



Autor: Anderson Jordy Ochoa Tamay

Cédula: 1106065418

Dirección: Motupe

Correo electrónico: anderson.ochoa@unl.edu.ec

Teléfono: 0959078939

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Directora del Trabajo de Integración Curricular: Ing. Jackeline Andrea Castillo Villalta
Mg.Sc.

Dedicatoria

A mi padre Neri por ser un ejemplo a seguir y a mi madre Rosa, por ser mi apoyo incondicional en cada etapa de mi vida y por darme la fortaleza y motivación para alcanzar mis metas. A mis amigos y compañeros, por compartir este largo camino conmigo.

Anderson Jordy Ochoa Tamay

Agradecimiento

A Dios. A todas las personas que han contribuido en la realización de este proyecto. En primer lugar, a mi tutora Ing. Andrea Jackeline Castillo Villalta Mg. Sc, por su invaluable orientación, apoyo y motivación constante a lo largo de todo el proceso y un agradecimiento especial al Ing. Christian Fernando León Celi Ph.D. por su gran ayuda, y de igual forma su orientación. Agradezco a mis padres por su incondicional amor, apoyo y por siempre creer en mí. A mis compañeros de carrera por todo este tiempo compartido. También quiero agradecer a todas las personas que participaron en la recolección de datos y realización de las pruebas. Sin su ayuda y cooperación, este proyecto no hubiera sido posible.

Anderson Jordy Ochoa Tamay

Índice de contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenidos	vii
Índice de tablas	xi
Índice de figuras.....	xiii
Índice de anexos.....	xiv
1. Título	1
2. Resumen	2
Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco teórico	7
4.1. El Agua	7
4.1.1. Contaminación del agua en los ríos urbanos.....	7
4.2. Calidad del Agua.....	8
4.2.1. Normas y objetivos de la calidad del agua.....	8
4.2.2. Los índices de calidad del agua (ICA)	8
4.2.3. Normas y criterios de calidad del agua en el Ecuador	9
4.2.4. Normas generales para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce en el Ecuador.....	10
4.3. Evaluación de la calidad del agua	11
4.4. Modelos de calidad del agua	12
4.4.1. Tipos de modelos	13
4.5. Parámetros generales para la modelización matemática	13

4.5.1. Hidráulica de un río.....	14
4.5.2. Tasas cinéticas de reacción en el agua	14
4.5.3. Transporte de contaminantes en el agua	15
4.5.4. Balance de materia	15
4.6. Modelización matemática de la calidad del agua.....	17
4.6.1. Variables de interés en la modelización de la calidad del agua	17
4.6.2. Modelación del oxígeno disuelto	18
4.6.3. Modelación de la demanda bioquímica de oxígeno	19
4.6.4. Modelación del nitrógeno amoniacal	19
4.6.5. Tipos de resolución para los modelos matemáticos de calidad del agua	20
4.7. Modelización con el QUAL2Kw	20
4.7.1. Ventajas del modelo QUAL2Kw	21
4.7.2. Conjunto de ecuaciones usadas por el modelo QUAL2Kw	21
4.8. Calibración y validación de un modelo matemático de calidad del agua	26
4.8.1. Calibración de un modelo matemático de calidad del agua	26
4.8.2. Validación de un modelo matemático de calidad del agua	26
5. Metodología.....	28
5.1. Zona de estudio	28
5.2. Línea base.....	29
5.2.1. Puntos de muestreo.....	29
5.2.2. Aforos	30
5.2.3. Datos Hidráulicos	31
5.2.4. Muestras	31
5.2.5. Análisis de parámetros en campo.....	32
5.2.6. Análisis de los parámetros en laboratorio	32
5.3. Modelación matemática	33
5.3.1. Suposiciones de partida.....	33

5.3.2. Criterios y definición de los tramos de modelación	33
5.3.3. Condiciones iniciales o de contorno.....	34
5.3.4. Modelación de la demanda bioquímica de oxígeno	35
5.3.5. Modelación del nitrógeno amoniacal	35
5.3.6. Modelación del oxígeno disuelto	36
5.3.7. Constantes cinéticas	37
5.3.8. Corrección de las constantes cinéticas por temperatura.....	39
5.3.9. Modelación en la presencia de azudes	39
5.3.10. Modelación con el QUAL2Kw	40
5.4. Exactitud del modelo matemático	42
5.4.1. Calibración	42
5.4.2. Calibración del modelo QUAL2Kw	42
5.4.3. Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE)	46
5.4.4. Error de raíz cuadrada media (RMSE).....	47
6. Resultados.....	48
6.1. Línea base.....	49
6.1.1. Resultados de los parámetros in situ de las campañas de muestreo.....	50
6.1.2. Resultados de las variables ex situ de las campañas de muestreo.....	51
6.1.3. Resultados de los aforos en los puntos de muestreo	53
6.2. Modelación matemática	55
6.2.1. Definición de los tramos de modelación	55
6.2.2. Hidráulica de los de los tramos de estudio.....	57
6.2.3. Condiciones iniciales.....	57
6.2.4. Constantes cinéticas	60
6.2.5. Corrección de las constantes cinéticas por temperatura.....	60
6.2.6. Cálculo de las constantes de semisaturacion.....	61
6.2.7. Cálculo del oxígeno de saturación	62

6.2.8. Modelación de DBO NH_4^+ y OD	63
6.2.9. Modelo de OD en tramos comprendidos por un azud.....	64
6.2.10. Simulación de la DBO en el río Zamora Huayco con el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw	65
6.2.11. Simulación del nitrógeno amoniacal en el río Zamora Huayco con el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw	66
6.2.12. Simulación del OD en el río Zamora Huayco con el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw	67
6.3. Exactitud del modelo generado (Modelo 1)	69
6.3.1. Análisis de sensibilidad	69
6.3.2. Constantes cinéticas calibradas	70
6.3.3. Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) y Error de raíz cuadrada media (RMSE) para el modelo generado y el modelo QUAL2Kw.....	71
7. Discusión	74
8. Conclusiones	78
9. Recomendaciones	79
10. Bibliografía	80
11. Anexos	90

Índice de tablas

Tabla 1. Definiciones y regulaciones de varios tipos de agua bajo TULSMA, Libro VI, Anexo I.....	9
Tabla 2. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce TULSMA, Libro VI	11
Tabla 3. Fuentes y sumideros de OD en un río.....	18
Tabla 4. Ecuaciones predictivas de las tasas de reaireación (Chapra et al., 2008).	23
Tabla 5. Constantes cinéticas para calibración (Chapra et al., 2008).	25
Tabla 6. Método de medición de los datos in situ en los puntos de muestreo	32
Tabla 7. Método de medición de los datos ex situ en los puntos de muestreo	32
Tabla 8. Valores típicos de θ utilizados en la modelización del agua	39
Tabla 9. Valores de los coeficientes para predecir el efecto de las presas en la reaireación de los cursos de agua	40
Tabla 10. Datos del algoritmo genético del modelo QUAL2Kw para la calibración.....	46
Tabla 11. Puntos de muestreo del río Zamora Huayco.....	50
Tabla 12. Valores promedio de los parámetros in situ de los puntos de vertido y puntos de control en el río Zamora Huayco.	51
Tabla 13. Valores promedio de las variables ex situ de los puntos de vertido y puntos de control en el río Zamora Huayco.....	52
Tabla 14. Cálculo de la relación DBO5/DQO en los efluentes JP3, JP12 y JP13 del río Zamora Huayco	52
Tabla 15. Datos de DBO5 calculados con la relación DBO5/DQO	53
Tabla 16. Caudales de los puntos de muestreo	54
Tabla 17. Datos promedio de la hidráulica por tramo necesarios para la modelación.	57
Tabla 18. Resultados del balance de masa para el Tramo 1 del río Zamora Huayco	59
Tabla 19. Resultados para las constantes cinéticas y de semisaturación para los 17 tramos modelados	61
Tabla 20. Resultados para la modelación de DBO, NH ₄ y OD en el Tramo 1 del río Zamora Huayco	64
Tabla 21. Datos de los azudes encontrados a lo largo de río Zamora Huayco	64
Tabla 22. Resultados de r en la presencia de azudes del río Zamora Huayco	64
Tabla 23. Comparación entre las constantes cinéticas k_a , k_N y k_a calibradas y sin calibrar .	70
Tabla 24. Resultados del NSE y RMSE para el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw para el DBO	71

Tabla 25. Resultados del NSE y RMSE para el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw para el NH4.....	72
Tabla 26. Resultados del NSE y RMSE para el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw para el OD	73

Índice de figuras

Figura 1. Esquema de balance de flujo. (Chapra et.al., 2008)	22
Figura 2. Mapa de ubicación de la zona de estudio	28
Figura 3. Criterio para la definición de los tramos	34
Figura 4. Interfaz del modelo QUAL2Kw (versión 5.1)	41
Figura 5. Distribución de los puntos de muestreo y azudes.....	49
Figura 6. Esquemmatización y definición de los tramos de modelación en el río Zamora Huayco	56
Figura 7. Datos para el balance de masas del Tramo 1, en el río Zamora Huayco.....	58
Figura 8. Comparación del perfil DBO generado por el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw	66
Figura 9. Comparación del perfil NH4 generado por el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw.	67
Figura 10. Comparación del perfil OD generado por el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw.	68
Figura 11. Resultados del análisis de sensibilidad para las constantes cinéticas k_d , k_a , k_N , k_{sN} y k_s	69

Índice de anexos

Anexo 1. Datos del primer muestreo (in situ y ex situ) en el río Zamora Huayco	90
Anexo 2. Datos del segundo muestreo (in situ y ex situ) en el río Zamora Huayco	91
Anexo 3. Datos del tercer muestreo (in situ y ex situ) en el río Zamora Huayco.....	92
Anexo 4. Certificado de traducción del resumen (Abstract)	93

1. Título

Evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante modelación matemática

2. Resumen

El crecimiento urbano ha incrementado la descarga de aguas residuales en los ríos, afectando su calidad. Este estudio utilizó dos modelos matemáticos de calidad del agua, el Modelo 1 y el QUAL2Kw, para evaluar el impacto que tienen estas aguas en el río Zamora Huayco. El Modelo 1, que se basa en ecuaciones diferenciales parciales, proporcionó una visión completa de la calidad del agua. Los resultados obtenidos con el Modelo 1 se compararon con el modelo QUAL2Kw para garantizar su precisión y fiabilidad. Estos modelos podrían ayudar a implementar medidas de regulación y protección efectivas para los ríos. Se recolectó información de 17 puntos de muestreo en total. Esta información incluyó mediciones de varios parámetros de calidad del agua como el oxígeno disuelto (OD), la conductividad, el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y la demanda bioquímica y química de oxígeno (DBO y DQO), entre otros. Con estos datos, se aplicó un modelo de transporte de contaminantes en 17 tramos del río para analizar el DBO, el NH_4^+ y el OD. El Modelo 1 y el QUAL2Kw se calibró en zonas problemáticas, modificando las constantes de reaireación (k_a), desoxigenación (k_d) y nitrificación (k_N), lo que permitió obtener datos más cercanos a los reales. Los resultados del estudio indican que la calidad del agua del río Zamora Huayco se ve afectada principalmente por las descargas de aguas residuales en la zona urbana. Estas descargas, que presentan altos niveles de contaminación que superan los límites del TULSMA, incrementan la contaminación a partir del kilómetro 4.4 del río. En la desembocadura del río, se registran niveles de contaminación significativos. Específicamente, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) alcanza los 43.55 mg/L, el nivel de Amonio (NH_4^+) es de 2.76 mg/L, y el Oxígeno Disuelto (OD) mide 6.73 mg/L.

Palabras clave: Calidad del agua, modelos matemáticos, simulación DBO, simulación OD, vertidos de aguas residuales

Abstract

Urban growth has increased the discharge of wastewater into rivers, affecting their quality. This study used two mathematical water quality models, Model 1 and QUAL2Kw, to evaluate the impact of wastewater on the Zamora Huayco River. Model 1, which is based on partial differential equations, provided a complete picture of water quality. The results obtained with Model 1 were compared with the QUAL2Kw model to ensure accuracy and reliability. These models could help implement effective regulation and protection measures for rivers. Data were collected from 17 sampling points in total. This information included measurements of various water quality parameters such as dissolved oxygen (DO), conductivity, ammonia nitrogen (NH₄⁺), and biochemical and chemical oxygen demand (BOD and COD), among others. With these data, a contaminant transport model was applied in 17 river reaches to analyze BOD, NH₄⁺ and DO. Model 1 and QUAL2Kw was calibrated in problem areas, modifying the reaeration (k_a), deoxygenation (k_d) and nitrification (k_N) constants, which allowed obtaining data closer to the real ones. The results of the study indicate that the water quality of the Zamora Huayco River is affected mainly by wastewater discharges in the urban area. These discharges, which present high levels of contamination that exceed TULSMA limits, increase contamination starting at kilometer 4.4 of the river. At the mouth of the river, significant levels of contamination are recorded. Specifically, the Biochemical Oxygen Demand (BOD) reaches 43.55 mg/L, the Ammonium (NH₄⁺) level is 2.76 mg/L, and the Dissolved Oxygen (DO) measures 6.73 mg/L.

Keywords: Water quality, mathematical modeling, BOD simulation, DO simulation, wastewater discharges

3. Introducción

El agua se constituye como un recurso esencial para todas las formas de vida, y asimismo es usada para llevar a cabo la gran mayoría de actividades económicas (Durán-Sánchez et al., 2018), sin embargo, en los últimos años el aumento poblacional y el desarrollo económico han causado una aceleración en el crecimiento urbano a nivel global (Forman y Wu, 2016), involucrando algunos problemas como la descarga de aguas residuales que han llevado a un deterioro de la calidad del agua en ríos y lagos (Tong et al., 2017), amenazando a los ecosistemas y la salud humana (Xia et al., 2017).

Este concepto de calidad del agua es muy amplio y varía según su uso, la perspectiva y las características que se consideren importantes (Votruba y Corman, 2020), por lo tanto, es importante evaluar la calidad del agua de un río urbano como el río Zamora Huayco, pues estos tipos de cuerpos de agua cumplen diversas funciones, como el de recreación y turismo, hábitat para aves y otros animales, así como contribuir a la mejora del paisaje urbano (Chen et al., 2022), por lo que evaluar la calidad del agua del río Zamora Huayco puede resultar beneficioso, para evaluar su nivel de contaminación.

Por lo general el problema de contaminación de agua en los ríos se da cuando la descarga de contaminantes supera la capacidad de autodepuración, deteriorando la calidad del agua (Abbas et al., 2022), este problema se puede solucionar con el control de las fuentes de contaminación, para lo cual primeramente es importante identificar los puntos de descarga y determinar su contribución contaminante (Mamun y An, 2021; Zhang et al., 2022), sin embargo, evaluar el impacto de las descargas de contaminantes en un río no es sencillo debido a los procesos de advección, dispersión y mezcla de diferentes fuentes de contaminación (Kargar et al., 2020), por lo que se han implementado modelos matemáticos para evaluar y predecir el impacto de las descargas en los diferentes parámetros de calidad del agua (Obin et al., 2021).

Los modelos matemáticos para la evaluación de la calidad del agua se han convertido en una poderosa herramienta para investigar y describir el estado ecológico de un cuerpo de agua (Mateus et al., 2018), por lo que resultan útiles para la toma de decisiones en la gestión de recursos hídricos como replantear la urbanización, control de vertidos, supervisión de la calidad del agua, etc. (Formica et al., 2015), esto debido a que la contaminación de las aguas superficiales se ha vuelto un problema a nivel mundial, principalmente en países en vías de desarrollo (Barbulescu et al., 2021), siendo esta más evidente en áreas urbano-rurales donde los tipos de uso de suelo se modifican significativamente y la descarga de aguas residuales a los

ríos va en aumento (Pickett et al., 2011), como es el caso del río Zamora Huayco, el cual atraviesa una zona urbano-rural.

En la República del Ecuador se han aplicado modelos matemáticos para diagnosticar la calidad del agua en zonas influenciadas por la actividad petrolera en la provincia de Orellana (Rosero et al., 2021), la modelización de la calidad del agua del estero aguas Claras en Quevedo (Pazmiño et al., 2018) mediante el software QUAL2K y en el caso de la ciudad de Loja se aplicó el modelo de Streeter y Phelps y WASP7 en el río Malacatos (Zúñiga, 2014), en el que se monitoreó la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (DBOC), nitrogenada (DBON) y el oxígeno disuelto (OD), sin embargo a pesar de la importancia del río Zamora Huayco para la ciudad de Loja, no se han aplicado estudios de calidad del agua en este cuerpo de agua en particular.

El río Zamora Huayco enfrenta un problema de contaminación hídrica debido a la descarga de aguas residuales domésticas al río. En respuesta a esto, se ha establecido el objetivo principal de este estudio, el cual es de evaluar la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante la aplicación de modelos matemáticos, y para su cumplimiento se plantean 3 objetivos específicos: generar la línea base para la modelación del transporte de contaminantes, aplicar modelación matemática para el estudio de la calidad del agua, y comprobar la exactitud de la modelación matemática mediante el uso de puntos de verificación en el río Zamora Huayco. Enfoques similares se han utilizado en estudios previos para evaluar la calidad del agua en cuerpos de agua (Aliffia y Karnaningroem, 2019; Hariono et al., 2020), demostrando su eficacia para identificar las fuentes de contaminación y desarrollar planes de gestión de recursos hídricos.

La aplicación de la modelación matemática en la evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco puede ser de gran utilidad para identificar los niveles de contaminación en diferentes zonas del río, especialmente en aquellas donde no existen estaciones de monitoreo y la contaminación del cuerpo de agua se torna evidente. Asimismo, el uso de este enfoque permite determinar las fuentes de contaminación más relevantes, lo que resulta fundamental para la adopción de medidas de prevención y control de la contaminación en el río. La modelación matemática puede contribuir significativamente a mejorar la comprensión de la dinámica de la calidad del agua en el río, y así ayudar en la toma de decisiones para su gestión y conservación a largo plazo.

El estudio presentó varias limitaciones. Una de ellas es la restricción de tiempo en su ejecución, ya que solo se dispuso de tres meses para completar el proyecto. Además, las limitaciones económicas afectaron a la cantidad de mediciones que se pudieron realizar. Estos

factores posiblemente influyeron en la amplitud y profundidad de los resultados del estudio. Por otro lado, el estudio se realizó durante el periodo de estiaje, lo que pudo haber afectado la calidad del agua y su capacidad de autodepuración.

4. Marco teórico

4.1. El Agua

El agua cubre más del 70% de la superficie de la Tierra y es uno de los compuestos químicos fundamentales que posibilitaron el surgimiento de la vida en el planeta. Sin embargo, la mayor parte del agua, un 97,5%, se encuentra en los océanos, glaciares y casquetes polares, mientras que sólo un 0,0002% está presente en ríos (Trevizan Rispoli, 2011), desafortunadamente, esta cantidad limitada de agua dulce se encuentra amenazada por la continua contaminación generada por la actividad humana y la disminución de los recursos hídricos debido al calentamiento global (Ripple et al., 2017).

4.1.1. Contaminación del agua en los ríos urbanos

Los ríos urbanos sufren las consecuencias de la urbanización teniendo efecto negativo en los parámetros fisicoquímicos y biológicos (Lu et al., 2019), en los ríos la condición ecológica está bastante relacionada con la calidad del agua, el hábitat, la diversidad y la abundancia de organismos acuáticos, además está muy bien conectada con el paisaje a su alrededor y el uso que se le dé a la tierra (Staponites et al., 2019) y se encuentra influenciado por las numerosas actividades naturales y antropogénicas, esto sumado al crecimiento de la población y la incesante urbanización (Shehab et al., 2021), pues un número grande de estudios afirman que los cuerpos de agua dulce superficiales están contaminados con productos químicos y muchos otros afectados por la eutrofización (Yang et al., 2021).

Las aguas residuales urbanas contienen una amplia gama de contaminantes, incluyendo materia orgánica biodegradable, nutrientes como fosfatos y nitratos, patógenos como bacterias, virus y protozoos, productos químicos industriales, pesticidas, productos farmacéuticos y productos de cuidado personal. También pueden contener metales pesados como mercurio, cadmio, cromo, níquel, cobre y plomo. La presencia de estos contaminantes puede ser perjudicial para la salud humana y el medio ambiente si no se tratan adecuadamente (Koul et al., 2022) existen dos grandes clasificaciones para las fuentes de contaminación de un río:

- **Fuentes puntuales.** Son aquellas que tienen un punto específico de origen, como una tubería de desagüe de una fábrica o una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Son fuentes relativamente fáciles de controlar, pues la contaminación se genera en un solo lugar, y se puede monitorear y regular.
- **Fuentes difusas.** Son aquellas que no tienen un punto específico de origen, pues se originan en una amplia área geográfica, como la escorrentía por la lluvia que arrastra

contaminantes de la agricultura, ganadería y la urbanización hacia los cuerpos de agua. Son difíciles de monitorear y controlar.

4.2. Calidad del Agua

La calidad del agua se refiere a la medida en que el agua es segura y adecuada para su uso previsto, ya sea para beber, bañarse, cocinar, irrigar cultivos, uso recreativo, entre otros. La calidad del agua se puede medir en términos de su contenido de sustancias químicas, microorganismos y otros contaminantes que pueden afectar la salud humana y el medio ambiente. La calidad del agua también puede verse afectada por factores como la temperatura, el pH y la turbidez. Es importante monitorear y mantener la calidad del agua para garantizar su seguridad y proteger la salud pública y el medio ambiente (Biswas y Tortajada, 2019), he aquí la importancia de controlar los vertidos de aguas residuales pues la calidad del agua se deteriora debido a la presencia de contaminantes en el medio acuático en un momento dado (Pauta et al., 2019).

4.2.1. Normas y objetivos de la calidad del agua

Las normas y objetivos de la calidad del agua varían según el país y la región, pero en general, tienen como objetivo garantizar que el agua sea segura y adecuada para su uso previsto. Algunas de las normas y objetivos comunes incluyen:

- Establecer límites máximos permitidos para la presencia de sustancias químicas y microorganismos en el agua potable.
- Establecer estándares de calidad para el agua utilizada en la agricultura, la industria y otros usos no potables. - Promover la conservación y protección de los recursos hídricos.
- Fomentar la gestión sostenible del agua y la prevención de la contaminación.
- Establecer programas de monitoreo y evaluación de la calidad del agua para garantizar su cumplimiento con las normas y objetivos establecidos.
- Promover la educación y conciencia pública sobre la importancia de la calidad del agua y su impacto en la salud humana y el medio ambiente (Biswas y Tortajada, 2019).

4.2.2. Los índices de calidad del agua (ICA)

Los índices de calidad del agua son herramientas que se utilizan para evaluar la calidad del agua de ríos, lagos y presas en función de una serie de parámetros y criterios establecidos. Estos índices pueden incluir una variedad de indicadores, como la concentración de oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), conductividad eléctrica, pH, nitrógeno total, fósforo total, entre otros. Los índices de calidad del agua se utilizan para evaluar la idoneidad del agua para diferentes usos, como el consumo

humano, la agricultura, la recreación y la protección de la vida acuática (Gaytán-Alarcón et al., 2022).

4.2.3. Normas y criterios de calidad del agua en el Ecuador

En Ecuador, el Texto Unificado de Legislación Secundaria en Material Ambiental (TULSMA), establece los criterios de calidad ambiental, los procedimientos para la evaluación del impacto ambiental, la gestión de residuos, la protección de la biodiversidad, el manejo de recursos naturales y la prevención y control de la contaminación.

Algunas de las disposiciones del TULSMA relacionadas con el agua son:

- Establecimiento de criterios de calidad para el agua destinada al consumo humano, riego agrícola, acuicultura, industria, recreación y otros usos.
- Regulación de la gestión y uso de los recursos hídricos, incluyendo la planificación, uso y aprovechamiento de los mismos.
- Establecimiento de mecanismos de control y monitoreo de la calidad del agua, con el objetivo de garantizar su cumplimiento con las normas y criterios de calidad establecidos.
- Prevención y control de la contaminación del agua, incluyendo la regulación de las descargas de aguas residuales y la gestión de los residuos peligrosos y no peligrosos que puedan afectar la calidad del agua.
- Protección y conservación de los ecosistemas acuáticos y la biodiversidad relacionada con los cuerpos de agua.
- Participación ciudadana en la gestión y toma de decisiones relacionadas con la gestión del agua y la protección del medio ambiente (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2015).

Tabla 1. Definiciones y regulaciones de varios tipos de agua bajo TULSMA, Libro VI, Anexo I

Tipo de agua	Definición	Criterios de calidad del agua
Fuente de agua para consumo humano y uso doméstico	Fuente de agua cuyas características físicas, químicas y microbianas serán tratadas para garantizar su seguridad para el consumo humano	Aceites y lípidos: 0,3 mg/L Metales e iones: As y CN ⁻ : 0.1 mg/L, Ba: 1 mg/L, Cd: 0.02 mg/L, Cu: 2 mg/L, Cr (VI): 0.05 mg/L, Fe: 1. mg/L, Hg: 0.006 mg/L, Pb y Se: 0.01 mg/L, NO ₃ ⁻ : 50 mg/L, F ⁻ : 1.5 mg/L DQO y DBO ₅ : < 4 y 2 mg/L Hidrocarburos: TPH: 0.2 mg/L pH: 6–9 Turbidez: 100 NTU Coliformes fecales: 1000 MPN/100 mL

Agua para la preservación de la vida acuática y la vida silvestre	Agua utilizada para la preservación de la vida acuática y la vida silvestre, incluida el agua dulce	<p>Aceites y lípidos: 0,3 mg/L</p> <p>Metales e iones: Al, Be y Mn: 0,1 mg/L, As: 0,05, Ba: 1 mg/L, Cd, Pb y Se: 0,001 mg/L, Ag y CN⁻: 0.01 mg/L, Co: 0.2 mg/L, Cr: 0.032 mg/L, Cu: 0.005 mg/L, Fe: 0.3 mg/L, Hg: 0.0002 mg/L, Ni: 0.025 mg/L, Zn: 0.03 mg/L, NO₃⁻: 13 mg/L, B: 0.75 mg/L</p> <p>DQO y DBO₅: < 40 y 20 mg/L</p> <p>Hidrocarburos: TPH: 0,5 mg/L, PCB: 1 mg/L, fenoles: 0,001 mg/L, cloro fenoles y piretroides: 0,05 mg/L, organoclorados y organofosforados: 10 mg/L</p> <p>Material flotante: ninguno</p> <p>pH: 6–9</p>
Agua para uso agrícola	Agua utilizada para riego y otras actividades relacionadas o complementarias que establezcan organismos competentes	<p>Aceites y lípidos: ninguno</p> <p>Metales e iones: Al: 5 mg/L, As, Be, Cr y V: 0,1 mg/L, B: 0,75 mg/L, Cd: 0,05 mg/L, Co y Mo: 0,01 mg/L, Cu, Mn y Ni: 0,2 mg/L, Fe y Pb: 5 mg/L, Li: 2,5 mg/L, Hg: 0,001 mg/L, Se: 0,02 mg/L, Zn: 2 mg/L, F: 1 mg/L</p> <p>Material flotante: ninguno</p> <p>pH: 5</p> <p>Coliformes fecales: 1000 MPN/100 mL</p>
Agua para uso ganadero	Agua destinada a la comedera de animales, así como otras actividades relacionadas o complementarias que establezcan organismos competentes	<p>Metales e iones: Al y B: 5 mg/L, As: 0,2 mg/L, Cd y Pb: 0,05 mg/L, Co y Cr: 1 mg/L, Cu: 2 mg/L, Hg: 0,01 mg/L, NO₃⁻: 50 mg/L, Zn: 25 mg/L</p> <p>TDS: 3000 mg/L</p> <p>Coliformes fecales: 1000 MPN/100 mL</p>
Agua con fines recreativos	Agua destinada a fines recreativos, cuyo uso incluye: i) contacto primario, como nadar y bucear, incluidos los baños medicinales	<p>Aceites y lípidos: ninguno</p> <p>Parásitos nematodos intestinales: ninguno</p> <p>Coliformes fecales y totales: 200 y 2000 MPN/100 mL</p> <p>Hidrocarburos: fenoles: 0,002 mg/L</p> <p>N:P: 15:1</p> <p>Material flotante: ninguno</p> <p>pH: 6.5–8.3</p>
	ii) contacto secundario, como en deportes náuticos y pesca	<p>Aceites y lípidos: ninguno</p> <p>Parásitos nematodos intestinales: ninguno</p> <p>Coliformes totales: 4000 MPN/100 mL</p> <p>N:P: 15:1</p> <p>Material flotante: ninguno</p> <p>pH: 6–9</p>

DQO: Demanda química de oxígeno; **DBO₅:** Demanda bioquímica de oxígeno medida el día 5; **TPH:** Hidrocarburos totales de petróleo; **NTU:** Unidad de turbidez nefelométrica; **MPN:** Número más probable; **PCB:** bifenilos policlorados; **TDS:** Sólidos disueltos totales.

4.2.4. Normas generales para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce en el Ecuador

El TULSMA establece normas y regulaciones para la descarga de aguas residuales en cuerpos de agua dulce. Estas normas buscan garantizar que las descargas no afecten la calidad del agua, ni la salud humana ni el medio ambiente. Para ello, el TULSMA establece criterios de calidad para el agua y límites máximos permitidos para la presencia de sustancias químicas

y microorganismos en el agua. Asimismo, se establecen sanciones y multas para quienes no cumplan con estas normas y pongan en riesgo la calidad del agua dulce (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2015).

Tabla 2. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce TULSMA, Libro VI

Tipo de agua	Definición	Criterios de calidad del agua
Efluentes de Aguas Residuales	Límites de descarga de efluentes de aguas residuales a un cuerpo de agua dulce	Aceites y Grasas: 30 mg/L
		Metales e iones: Al: 5 mg/L, As: 0,1 mg/L, Ba: 2 mg/L, Cd 0,02 mg/L, B: 2 mg/L, CN: 0,1 mg/L, Zn: 5 mg/L, Cl: 0,5 mg/L, N: 30 mg/L, Ni: 2 mg/L, Cu: 1 mg/L, Co: 0,5, Se: 0,1 mg/L, Mn: 2 mg/L, Pb: 0,2 mg/L, Ag: 0,1 mg/L, Fe: 10 mg/L, Hg: 0,005 mg/L
		DQO y DBO5: < 200 y 100 mg/L
		Coliformes fecales: 2000 NPM/100 ml
		Hidrocarburos: TPH: 20 mg/L, fenoles: 0,2 mg/L
		Material flotante: ninguno
		ST: 1600 mg/L
		Fosforo Total: 10 mg/L
		Nitrógeno Amoniacal: 30 mg/L
		Nitrógeno Total Kjeldahl: 50 mg/L
		SST: 130 mg/L
		Sulfuros: 0,5 mg/L
		Sulfatos: 1000 mg/L
pH: 6–9		

Adaptado de **Tabla 9:** Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce, TULSMA, Libro VI

4.3. Evaluación de la calidad del agua

Este es un proceso que se basa en la medición de diversos parámetros físicos, químicos y biológicos, dependiendo de su uso, ya sea el consumo humano, la agricultura, la industria, etc. (Gil-Marín et al., 2018). Estos parámetros son comparados con normas y criterios de calidad que son previamente establecidos por agencias gubernamentales y organizaciones internacionales como el TULSMA. La supervisión de los aspectos físico-químicos es esencial en la evaluación de un ambiente acuático, la dinámica ecológica, la hidro química y la ecología, así como la restauración de la calidad del agua (Islam et al., 2019).

Los parámetros de interés para la evaluación de la calidad del agua pueden variar dependiendo del uso previsto del agua, pero algunos de los parámetros más comunes incluyen:

- **pH:** El pH es una medida de la acidez o alcalinidad del agua y es importante para determinar la capacidad del agua para sostener la vida acuática y la capacidad de las plantas para absorber nutrientes.
- **Temperatura:** La temperatura del agua afecta directamente la vida acuática y el equilibrio de los ecosistemas acuáticos.

- **Oxígeno disuelto:** El oxígeno disuelto es esencial para la vida acuática, y niveles bajos pueden indicar una contaminación del agua.
- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO):** La DBO es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para descomponer la materia orgánica presente en el agua, y niveles altos pueden indicar una contaminación del agua.
- **Sólidos totales disueltos y suspendidos:** Los sólidos totales disueltos y suspendidos pueden afectar la calidad del agua y el uso previsto del agua.
- **Nutrientes:** Los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo pueden promover el crecimiento excesivo de algas y la eutrofización del agua, lo que puede afectar la calidad del agua y la vida acuática.
- **Contaminantes químicos:** Los contaminantes químicos pueden ser tóxicos para la vida acuática y para los humanos que consumen el agua.
- **Microorganismos:** Los microorganismos como las bacterias y los virus pueden ser patógenos y causar enfermedades en los humanos que consumen el agua o que entran en contacto con ella.

4.4. Modelos de calidad del agua

Un modelo de calidad del agua es una herramienta matemática que se utiliza para predecir cómo ciertos factores afectan la calidad del agua en un cuerpo de agua determinado. Estos modelos utilizan ecuaciones matemáticas que describen los procesos físicos, químicos y biológicos que afectan la calidad del agua, como la entrada de contaminantes y nutrientes, la variabilidad climática, la gestión de los recursos hídricos, entre otros (Ejigu, 2021).

En un cuerpo de agua superficial, como un río, es muy importante realizar un modelo matemático de cambios en la calidad del agua, como una opción para la toma de decisiones en el manejo de los recursos hídricos (Hariono et al., 2018), estos modelos han permitido conocer de mejor manera los procesos que se le dan el agua y optimizar la gestión y planificación de los recursos hídricos (Munar-Samboní y Méndez-Pedroza, 2021), por lo general estos modelos están destinados a predecir la evolución y concentración de los contaminantes en un tiempo x , por lo que es necesario conocer la velocidad de las reacciones aplicando una cinética de primer orden (Bermúdez y García-García, 2012).

Ahora bien, sabemos que cuando una sustancia química ingresa a un cuerpo de agua va a sufrir de algunos cambios, por ejemplo, puede ser transportada de un sitio a otro, puede volatilizarse y abandonar el sistema o sedimentarse. Otro tipo de cambio que se puede dar en

un contaminante es que reaccione química o biológicamente transformándose en otro compuesto (Sierra, 2011).

4.4.1. Tipos de modelos

Los modelos matemáticos de la calidad del agua, pueden ser analíticos (soluciones exactas) o numéricos (soluciones aproximadas), pero, existe otra clasificación con base al grado de complejidad, la cual se describe a continuación (Ziemińska-Stolarska y Skrzypski, 2012):

- **Modelos unidimensionales:** Son los más sencillos, asumen que los cambios significativos de los parámetros de calidad de los ríos solo se dan a lo largo del perfil longitudinal del cauce, se basan en la medición de la concentración de los parámetros de entrada y salida del sistema.
- **Modelos bidimensionales:** Suponen que los cambios en la calidad ocurren tanto en el perfil longitudinal del río como en la profundidad, por lo que requieren más datos y una correcta calibración, además son sensibles a los cambios de varios de los parámetros, sin embargo, puede utilizarse para el análisis a intervalos de tiempo determinados.
- **Modelos tridimensionales:** Analizan la distribución espacial de los contaminantes en sus tres dimensiones (longitud, ancho y profundidad) generalmente son utilizados en lagos, presas y ríos profundos, requieren una gran cantidad de datos, por su enorme complejidad no son muy utilizados.

4.5. Parámetros generales para la modelización matemática

Para la modelación matemática de calidad del agua se necesita conocer varios aspectos, entre los cuales se incluyen:

- La geometría y las características físicas del cuerpo de agua, como el tamaño, la profundidad, la forma y la topografía.
- La información sobre los procesos físicos, químicos y biológicos que influyen en la calidad del agua, como la sedimentación, la erosión, la fotosíntesis, la respiración, la producción y el consumo de nutrientes, la entrada de contaminantes, entre otros.
- Los datos de entrada, como la entrada de contaminantes y nutrientes, la variabilidad climática, la gestión de los recursos hídricos, el uso del suelo, entre otros.
- La información sobre las características del agua, como la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, la concentración de oxígeno disuelto, la turbidez, entre otros.
- La información sobre las características de los sedimentos y la biota del cuerpo de agua, como la densidad y distribución de las plantas acuáticas, la biomasa y la composición

de las comunidades de zooplancton y fitoplancton, la diversidad de especies de peces, entre otros.

- La verificación y validación de los modelos, es decir, la comparación de las predicciones del modelo con los datos reales para asegurar que el modelo es preciso y confiable.

4.5.1. Hidráulica de un río

La hidráulica del río está compuesta por varios parámetros entre los que se debe tener en cuenta para la modelación matemática entre ellos tenemos:

- a) Caudal. – hace referencia a la cantidad de agua que fluye en el río en un momento dado.
- b) Velocidad de flujo. – hace referencia a la velocidad con la que el agua se mueve en el río.
- c) Profundidad. – la profundidad puede afectar la velocidad del río en un momento dado.
- d) Cascadas. – indican un cambio en la topografía y altitud, afectando la velocidad del flujo.
- e) Erosión y sedimentación. – influye en la forma y profundidad del río (Rowiński et al., 2022).

4.5.2. Tasas cinéticas de reacción en el agua

Una sustancia química al ingresar a un cuerpo de agua puede transportarse de un lugar a otro o salir del sistema debido a la volatilización, sedimentación y la salida de la masa de agua que lo contiene, sin generar cambios en su composición química, sin embargo, otras sustancias producen reacciones químicas y bioquímicas, transformándose en otro compuesto (Sierra, 2011), para estudiar este tipo de reacción se requiere conocer la velocidad o cinética a la que ocurre, a esta velocidad se la puede definir como el cambio en la concentración de los reactivos, provocando su disminución por unidad de tiempo y el incremento simultáneo de los productos, esto depende de factores como la temperatura y la cantidad de sustancias que reaccionan, lo que se denomina orden de reacción (Pazmiño, 2020).

El cálculo de estas constantes define el proceso de autopurificación de las aguas o también de la capacidad de asimilación de la carga orgánica (Rivera Gutiérrez, 2016).

Las reacciones más frecuentes en el agua son de la forma expresada en la ecuación 1 y pueden ser de orden cero, uno o dos (Sierra, 2011).

$$\frac{dc}{dt} = -kC^n \quad (1)$$

Donde:

k = Constante de reacción

C = Concentración del reactante

n = Orden de la reacción

Las tasas cinéticas usadas en este estudio son cinéticas de primer orden entre ellas tenemos la tasa de desoxigenación (k_d), la tasa de reaeración (k_a) y la tasa de nitrificación (k_N).

4.5.3. Transporte de contaminantes en el agua

El transporte de contaminantes se refiere al movimiento de sustancias tóxicas o peligrosas desde su fuente de origen hasta otros lugares, como el aire, el agua o el suelo. Este transporte puede ser causado por diversas actividades humanas, como la industria, la agricultura, el transporte y la eliminación de residuos. Los contaminantes pueden ser transportados a través de la atmósfera, los ríos, los lagos, los océanos y el suelo, y pueden tener efectos negativos en la salud humana y el medio ambiente. El transporte de contaminantes es un problema global que requiere medidas de prevención y control para minimizar su impacto (Gateuille y Naffrechoux, 2022).

4.5.4. Balance de materia

El método más útil para estudiar los cambios que le suceden a un contaminante que se vierte en un medio acuático, es realizar un balance de masa, el cual debe ser aplicado a cada uno de los parámetros de interés, teniendo en cuenta las siguientes suposiciones:

- a) El caudal de entrada y salida permanecen constantes.
- b) Las condiciones del río son isotérmicas.
- c) El agua dentro del río está completamente mezclada.
- d) En el río está ocurriendo una reacción química en la cual la sustancia C está reaccionando.
- e) La tasa de cambio a la cual la sustancia C está reaccionando está gobernada por una reacción de primer orden (Sierra, 2011).

El transporte de contaminantes en un medio acuático se ve afectada por varios fenómenos, entre los más importantes tenemos:

- a) **Advección.** – Movimiento o transporte del contaminante debido a la fuerza del caudal, en este caso la concentración de la sustancia cambia, pero no su composición química.
- b) **Dispersión/difusión (transporte convectivo).** – Se presenta cuando el cambio de concentración de un contaminante se genera por la diferencia de gradientes, es decir una sustancia química tiende a pasar de sitios de mayor concentración a sitios de menor concentración para equilibrarse.

c) **Reacción.** – Cambios en las concentraciones por transformaciones químicas, físicas o biológicas.

d) **Sumideros (cargas contaminantes).** – Aquí se resumen los aumentos y/o disminución en la concentración de una sustancia debido al material que está entrando o saliendo del sistema, ya sean estas cargas contaminantes puntuales o distribuidas.

Combinando los 4 factores, la ecuación general de transporte de contaminantes quedaría de la siguiente forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} - u \frac{\partial C}{\partial y} - w \frac{\partial C}{\partial z} \left[+ \frac{\partial}{\partial x} E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right] + \frac{dC}{dt} \pm S_k \quad (2)$$

Donde:

C = Concentración

t = Tiempo

v, u, w, = Componentes del vector velocidad

E_x, E_y, E_z = Componentes de dispersión

S_k = Términos fuentes sumidero

Esta ecuación es la base de todos los modelos matemáticos de simulación de la calidad del agua (MIKE, QUAL2K, EPDRIV1, WASP, CEQUALR1, etc.) (Sierra, 2011).

El modelo matemático Streeter-Phelps, fue el primero en ser aplicado a un curso de agua, donde se estudió la contaminación y autodepuración del río Ohio (Streeter y Phelps, 1925), aquí presentan la primera modelación de OD y DBO para un río, teniendo en cuenta el consumo por la descomposición de materia orgánica, y la aireación. Este modelo puede ser considerado la base de todos los modelos que se han elaborado y se siguen elaborando. Para la aplicación de este modelo, se requiere de datos como: datos hidrológicos del cauce, análisis de laboratorio para parámetros de OD y DBO del río y las descargas de aguas residuales.

Sin embargo, el modelo matemático en todas sus dimensiones resulta complejo porque resulta conveniente realizar algunas simplificaciones de manera que sea factible la modelación, para cuerpos de agua como los ríos se puede asumir un sistema unidimensional, considerando únicamente el perfil longitudinal puesto que comúnmente la longitud es mayor a la anchura, además se puede omitir el transporte dispersivo (Matovelle, 2017), pasando de la Ecuación 2 a la Ecuación 3:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial x} (\mu_x C) + S_k \quad (3)$$

Donde:

C = Concentración

t = Tiempo

μ_x = Vector velocidad longitudinal

S_k = Fuente o sumidero

4.6. Modelización matemática de la calidad del agua

La modelización matemática es una herramienta esencial para predecir la calidad del agua en un río y que se ha convertido en una herramienta de gestión primaria. Es necesario mencionar la importancia de estudiar la capacidad ambiental del agua para proteger progresivamente el medio ambiente acuático (Obin et al., 2021).

4.6.1. Variables de interés en la modelización de la calidad del agua

- **Oxígeno Disuelto (OD).** – El término "oxígeno disuelto" en un río se refiere a la cantidad de oxígeno molecular (O_2) que se encuentra en forma disuelta en el agua del río. Los factores que pueden afectar la concentración de oxígeno disuelto, son: la temperatura del agua, el caudal del río, la turbidez y la demanda química de oxígeno (Ahmed y Lin, 2021).

Es importante predecir la concentración de OD en cuerpos de agua porque es un indicador clave de la calidad del agua y la salud del ecosistema acuático. Si la concentración de OD es demasiado baja, habrá una disminución en la diversidad y cantidad de vida acuática, y puede tener un impacto negativo en la recreación. Además, la concentración de OD también puede ser un indicador de la contaminación del agua, ya que la contaminación puede reducir la cantidad de OD disponible en el agua (Ahmed y Lin, 2021). Es por ello que es un parámetro de interés en la modelación de la calidad del agua.

- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).** – La DBO es la cantidad de OD que requieren los organismos biológicos aeróbicos en el cuerpo de agua para degradar la materia orgánica (MO) (Faisal et al., 2020), y es una prueba que se usa para la determinación del poder contaminante de las aguas residuales, o de los requerimientos de oxígeno en la degradación bioquímica de la MO en las aguas residuales, de origen doméstico e industriales, permitiendo calcular los efectos que tiene la descarga de estos efluentes sobre la calidad de las aguas de los cuerpos receptores como los ríos (Sawyer et al., 2001).

En cuestiones de tiempo es más rentable determinar el DQO, ya que su determinación se realiza aproximadamente en 3 horas, en lugar de los 5 días necesarios para la

medición de la DBO, por esta razón en muchos de los estudios de calidad de aguas de usa el DQO como sustituto del DBO, ya que estos datos de DQO se pueden interpretar en valores de DBO cuando se ha acumulado suficiente experiencia para establecer valores de correlación confiables (Sawyer et al., 2001).

- **Nitrógeno amoniacal (NH_4^+).** – El nitrógeno amoniacal está muy relacionado con los procesos de eutrofización y el deterioro de los ecosistemas en las aguas superficiales (Y. Li y Li, 2023), además es un contaminante que consume oxígeno en el agua (Zheng et al., 2020), por este motivo la medición de la concentración del nitrógeno amoniacal es importante para el tema de toma de decisiones con respecto a la calidad del agua, e inclusive el desarrollo de un plan de tratamiento de aguas residuales (Zheng et al., 2020).
- **Temperatura.** – Es una propiedad importante del agua porque afecta la vida acuática, la calidad del agua y otros procesos físicos y químicos. La temperatura del agua puede variar en diferentes cuerpos de agua debido a factores como la radiación solar, el clima, la ubicación geográfica, la profundidad del agua y otros factores ambientales (Graf y Wrzesiński, 2020).
- **Nutrientes.** - Los nutrientes más importantes a tener en cuenta en la modelización matemática de la calidad del agua son el nitrógeno y el fósforo. Su exceso o falta puede alterar el equilibrio natural y promover la proliferación de algas. Cuando se trata de ríos, el nitrógeno es especialmente importante debido a que la conversión de NH_4 a NO_3 consume oxígeno en el agua, lo que puede afectar la calidad del agua y la vida acuática (Ersoy et al., 2020).

4.6.2. Modelación del oxígeno disuelto

Para calcular el nivel de oxígeno disuelto en un río, es necesario tener en cuenta las entradas y salidas de oxígeno en el cuerpo de agua. Las entradas y salidas se denominan fuentes y sumideros, y son los procesos que aportan o eliminan el oxígeno del agua. Cuando la cantidad de oxígeno que entra en el agua es menor a la que sale, se produce una falta de oxígeno en el río. Esta falta de oxígeno se puede calcular como la diferencia entre la concentración de oxígeno máxima que puede disolverse en el agua (conocida como saturación) y la concentración actual de oxígeno en el agua (Zhong et al., 2021).

Tabla 3. Fuentes y sumideros de OD en un río

Fuentes	Sumideros
Reaireación	Oxidación de la MO
Fotosíntesis	Oxidación del material nitrogenado

Aporte de tributarios	Intercambio con el sedimento
-----------------------	------------------------------

Fuente: Tomado de (Sierra, 2011)

4.6.3. Modelación de la demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno representa la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos presentes en el agua mientras degradan la materia orgánica, este proceso de degradación puede agotar el oxígeno disuelto en el agua, lo que provoca graves consecuencias para la vida acuática y la calidad del agua (Sierra, 2011), siguiendo una reacción de oxidación de la MO, por lo que la velocidad de degradación es proporcional a la concentración de materia restante (Streeter y Phelps, 1925)

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -k_d L \quad (4)$$

Donde:

K_d = Constante de desoxigenación

L = DBO disponible

Para representar de manera más precisa la tasa de consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, se puede agregar una cinética de Monod al modelo de DBO. La 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)

$$\frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad (5)$$

Donde:

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto

k_s = Constante de semisaturación

4.6.4. Modelación del nitrógeno amoniacal

Para el nitrógeno amoniacal, considerando que se trata de una reacción de primer orden, la ecuación sería la siguiente:

$$\frac{\partial [NH_4^+]}{\partial t} = -[NH_4^+]k_N \quad (6)$$

Donde:

$[NH_4^+]$ = nitrógeno amoniacal disponible

K_N = Constante de nitrificación

La constante de nitrificación k_N describe la velocidad a la que se produce la nitrificación (Rivera Gutiérrez, 2016).

4.6.5. Tipos de resolución para los modelos matemáticos de calidad del agua

Cuando queremos resolver un problema de forma exacta, usamos la resolución analítica, que se basa en usar símbolos y reglas matemáticas. Cuando queremos resolver un problema de forma aproximada, usamos la resolución numérica, que se basa en usar números y programas informáticos, en este caso usaremos la resolución numérica, para aproximar los resultados.

- **Método de Newton**

El método de Newton es un método para encontrar aproximaciones de las raíces de una función real. Consiste en empezar con una estimación inicial y luego ir mejorando la estimación.

- **Método Runge-Kutta**

El método de Runge-Kutta es un conjunto de algoritmos numéricos utilizados para resolver ecuaciones diferenciales ordinarias (EDO). Estos métodos se basan en la aproximación de la solución de la EDO mediante la evaluación de la función en varios puntos dentro de un intervalo de tiempo dado. El método de Runge-Kutta es uno de los métodos más populares y ampliamente utilizados para resolver EDO en la práctica (Spiteri y Wei, 2023).

- **Método Euler**

El método de Euler es un método para aproximar soluciones de ecuaciones diferenciales ordinarias a partir de un valor inicial. Consiste en dividir el intervalo de integración en subintervalos y calcular el valor de la función en cada subintervalo. Se usa el método de Euler en los modelos de calidad del agua porque es un método simple y fácil de implementar para resolver ecuaciones diferenciales que describen el comportamiento y efectos de los contaminantes en el agua (Serrano Pérez, 2021).

4.7. Modelización con el QUAL2Kw

El modelo QUAL2K fue desarrollado para la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos por Chapra y Pelletier en el año 2003, luego fue mejorado recibiendo el nombre de QUAL2Kw (Chapra et al., 2008), este es un modelo unidimensional y se basa en la fórmula de Advección - Dispersión, siendo capaz de evaluar la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua, en su estructura, puede considerar hasta 18 determinantes de la calidad del agua como el OD, la demanda bioquímica de oxígeno lenta y rápida, el nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitratos, fósforo orgánico, temperatura, entre otros. Los cuales pueden entrar al cuerpo de agua de fuentes puntuales y no puntuales.

Se utiliza una representación segmentada de la corriente, donde cada elemento es analizado por separado para realizar un balance de temperatura, hidrológico y de masa. En cada

elemento puede haber una ganancia o pérdida de masa, debido a procesos de transporte como la advección y la dispersión, fuentes externas o sumideros, que intervienen en la concentración de los contaminantes (Chapra et al., 2008).

4.7.1. Ventajas del modelo QUAL2Kw

- Ajusta la tasa de degradación de la MO sin oxígeno. Se asume que en estas condiciones, la tasa de degradación es igual a la tasa de reaireación, y se iguala el déficit de oxígeno utilizando el oxígeno de saturación.
- Modela la interacción agua-sedimento de manera explícita, lo que lo diferencia del modelo QUAL2E que requiere el valor de la demanda de oxígeno de los sedimentos como entrada. En QUAL2Kw, la demanda de oxígeno de los sedimentos es considerada como una variable interna, una ventaja en la modelación de tramos del río en condiciones anaeróbicas.
- La tasa de nitrificación se corrige para tomar en cuenta niveles muy bajos de oxígeno disuelto en el agua.

4.7.2. Conjunto de ecuaciones usadas por el modelo QUAL2Kw

Las ecuaciones utilizadas por el QUAL2Kw permiten simular la evolución dinámica de varios parámetros como la temperatura, el pH, la conductividad, el OD, la DBO, los sólidos suspendidos totales, el nitrógeno total y el fósforo total a lo largo del río.

- **Balance de flujo**

El modelo opera bajo un régimen estacionario, lo que significa que el flujo de entrada y salida en cada uno de los elementos computacionales se mantienen a lo largo del tiempo (Chapra et al., 2008).

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{ab,i} \quad (7)$$

Donde:

Q_i : Caudal de salida

Q_{i-1} : caudal de entrada

$Q_{in,i}$: Caudal de entrada neto lateral por fuentes puntuales y difusas

$Q_{ab,i}$: Caudal de salida neto lateral por fuentes puntuales y difusas

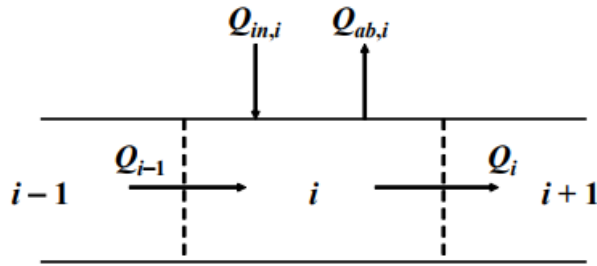


Figura 1. Esquema de balance de flujo. (Chapra et.al., 2008)

- **Balance de masa**

El modelo QUAL2Kw realiza un balance general de masa para cada constituyente (ya sea un parámetro físico, químico o biológico). Este balance se describe mediante la siguiente ecuación que tiene en cuenta los efectos de dispersión, dilución, consumo o generación de constituyentes debido a reacciones químicas o bioquímicas, así como la generación o pérdida de nutrientes por fuentes internas o externas (Chapra et al., 2008).

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{W'_i}{V_i} + S_i \quad (8)$$

Donde:

Ci: Concentración

Qi: Flujo en el iesimo segmento

Qab: Salida en el elemento i debido a extracción puntual o difusa

Vi: Volumen incremental del iesimo segmento

t: Tiempo

Si: Fuentes y sumideros del constituyente debido a reacciones y mecanismos de transferencia de masa

Ei: Coeficiente de dispersión longitudinal entre segmentos i y i+1

Si: Carga externa del constituyente en el elemento i.

- **Balance térmico**

El equilibrio térmico en cada uno de los elementos del sistema depende de la transferencia de calor entre los elementos adyacentes, así como de la transferencia de calor entre los sedimentos, el agua y la atmósfera. Además, las entradas y salidas externas al sistema también juegan un papel crucial en este balance de calor.

$$0 = \frac{Q_{1-1}}{V_i} T_{i-1} - \frac{Q_1}{V_i} T_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} T_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (T_{i-1} - T_i) + \frac{E'_i}{V_i} (T_{i+1} - T_i) + \frac{W_{h,i}}{\rho_w * C_{pw} * V_i} \left(\frac{m^3}{10^6 cm^3} \right) + \frac{J_{a,i}}{\rho_w * C_{pw} * H_i} \left(\frac{m}{100 cm} \right) + \frac{J_{s,i}}{\rho_w * C_{pw} * H_i} \left(\frac{m}{100 cm} \right) \quad (9)$$

Donde:

T_i: temperatura en el elemento i

E'_i: coeficiente de dispersión del volumen entre los elementos i e i+1

W_{h,i}: carga neta de calor de fuentes puntuales y no puntuales en el elemento i

ρ_w: densidad del agua

C_{pw}: calor específico del agua

J_{a,i}: flujo de calor aire-agua

J_{s,i}: flujo de calor entre agua y sedimentos.

- **Modelo de reaireación**

Las ecuaciones que predicen el proceso de reaireación en los ríos se centran en calcular la tasa de reaireación, también conocida como ka. Este coeficiente mide la rapidez con la que el oxígeno del aire se transfiere a las masas de agua.

Tabla 4. Ecuaciones predictivas de las tasas de reaireación (Chapra et al., 2008).

Ecuación	ka (d ⁻¹ a 20°C)	Unidades
O'Connor y Dobbins (1958)	$ka = 3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}} \quad (10)$ <p>0.305 m ≤ H ≤ 9.14 m 0.15 m/s ≤ U ≤ 0.49 m/s 0.05 d⁻¹ ≤ Ka ≤ 12.2 d⁻¹</p>	U = m/s H = m
Churchill et al. (1962)	$ka = 5,026 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}} \quad (11)$ <p>0.61 m ≤ H ≤ 3.35 m 0.55 m/s ≤ U ≤ 1.5 m/s 0.000126 m/m ≤ S ≤ 0.002351 m/m 0.225 d⁻¹ ≤ Ka ≤ 5.56 d⁻¹</p>	U = m/s H = m S = m/m
Owens et al. (1964)	$ka = 5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}} \quad (12)$ <p>0.122 m ≤ H ≤ 3.35 m 0.0305 m/s ≤ U ≤ 1.52 m/s 0.000156 m/m ≤ S ≤ 0.0106 m/m 0.31 d⁻¹ ≤ Ka ≤ 49.17 d⁻¹</p>	U = m/s H = m S = m/m

- **Constantes hidráulicas**

En un modelo de calidad, es crucial definir adecuadamente el componente hidráulico. Factores como la velocidad promedio de la corriente, la inclinación del tramo, el ancho y la profundidad de la sección transversal, son determinantes para la tasa de reaeración de la corriente y, por ende, su capacidad de autodepuración. Asimismo, la velocidad del flujo establece los tiempos de viaje o de residencia de los contaminantes en cada tramo (Chapra et al., 2008).

El QUAL2Kw posee dos formas para definir estas constantes, el primer método se conoce como Rating Curves y el segundo utiliza la fórmula de Manning. La selección de cada uno depende de la información y fiabilidad de la misma.

- **Rating Curves**

$$U = k * Q^m \quad (13)$$

$$H = c * Q^f \quad (14)$$

$$W = a * Q^b \quad (15)$$

$$c * k * a = 1 \quad (16)$$

$$f + b + m = 1 \quad (17)$$

Donde:

Q: caudal

U: velocidad

H: profundidad

W: ancho

k,c, a: constantes

f,b,m: coeficientes.

- **Manning Formula:**

$$Q = \frac{S_0^{\frac{1}{2}} A_c^{\frac{5}{3}}}{nP^{\frac{2}{3}}} \quad (19)$$

Donde:

Q: caudal

S₀: pendiente del fondo

A_c: área transversal

P: perímetro mojado

n: coeficiente de manning.

- **Constantes cinéticas**

El QUAL2Kw ofrece la posibilidad de definir numerosas variables cinéticas para describir todas las reacciones que ocurren en la dispersión y la dilución de los contaminantes en un flujo de agua. El modelo toma en cuenta todas las variables sin embargo el usuario decide cuales calibrar.

Tabla 5. Constantes cinéticas para calibración (Chapra et al., 2008).

Parámetro de calibración	Unidades	Rango de calibración
Velocidad de sedimentación de sólidos suspendidos inorgánico	m/d	0 - 2
Tasa de reaireación, descrita por la ecuación de reaireación	1/d	Auto - selección
Tasa de hidrólisis de la materia orgánica de lenta descomposición	1/d	0 - 4,2
Tasa de oxidación de la materia orgánica de lenta descomposición	1/d	0 - 4,2
Tasa de oxidación de la materia orgánica de rápida degradación	1/d	0 - 5
Hidrólisis de nitrógeno orgánico	1/d	0 - 5
Velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico	1/d	0,001 - 0,1
Tasa de nitrificación de amonio	1/d	0 - 10
Tasa de desnitrificación de nitratos (importante cuando existen condiciones anaeróbicas)	1/d	0 - 2
Coefficiente de transferencia por desnitrificación de sedimentos	m/d	0 - 1
Hidrólisis del Fósforo Orgánico	m/d	0,001 - 0,7
Velocidad de sedimentación del Fósforo Orgánico	1/d	0 - 2
Velocidad de sedimentación del Fósforo Inorgánico	m/d	0 - 2
Hidrólisis de la materia orgánica particulada (Detritus (POM))	m/d	0 - 5
Velocidad de sedimentación de la materia orgánica particulada (Detritus (POM))	1/d	0 - 5
Tasa de decaimiento de los patógenos	1/d	0 - 2
Velocidad de sedimentación de los patógenos	m/d	0 - 2
constante α para mortalidad de los patógenos por luz solar	1/d per y/hr	0 - 1

- **Calibración del modelo QUAL2Kw**

El modelo QUAL2Kw lleva a cabo la calibración automática de los parámetros cinéticos utilizando el AG-PIKAIA. Este es un algoritmo genético que opera como un sistema de búsqueda en un espacio de decisión, empleando un proceso similar a la "selección natural de las especies" de Darwin, que favorece la supervivencia de los individuos más aptos. Así, el QUAL2Kw determina los valores óptimos de los parámetros cinéticos dentro de los límites

máximos y mínimos especificados para cada parámetro, con el objetivo de maximizar la correspondencia con los datos de campo (Arroyave et al., 2013).

4.8. Calibración y validación de un modelo matemático de calidad del agua

La calibración y validación de un modelo matemático son procesos importantes en los que se comparan los resultados del modelo con datos reales para determinar su precisión y capacidad para predecir el comportamiento del sistema estudiado. Esta evaluación se lleva a cabo frecuentemente utilizando el coeficiente de correlación, el error cuadrático medio, el Coeficiente de Nash-Sutcliffe, entre otros indicadores. Estos han sido desarrollados específicamente para determinar la eficacia de un modelo.

- Coeficiente de correlación. – El coeficiente de correlación, simbolizado como "r", es una medida que indica la fuerza y la dirección de una relación lineal entre dos variables. Los valores varían entre -1 y +1, donde +1 indica una correlación positiva perfecta, -1 una correlación negativa perfecta, y 0 ninguna correlación.
- Error cuadrático medio. – El Error Cuadrático Medio (ECM) es una métrica que mide la diferencia entre los valores predichos por un modelo y los valores reales. En modelos de calidad del agua, se usa para evaluar cuán bien las predicciones del modelo se ajustan a los datos observados.
- Coeficiente de Nash-Sutcliffe. – El Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) es una métrica que evalúa la precisión de los modelos de calidad del agua. Un NSE de 1 indica un ajuste perfecto del modelo a los datos observados, mientras que un NSE de 0 o menos indica un ajuste deficiente.

4.8.1. Calibración de un modelo matemático de calidad del agua

Durante el proceso de calibración de un modelo matemático de calidad del agua, se buscan ajustar los parámetros del modelo, como constantes (k_a , k_d , k_N) y coeficientes, con el fin de representar con la mayor precisión posible la calidad del agua en un cuerpo de agua en particular (Sierra, 2011).

4.8.2. Validación de un modelo matemático de calidad del agua

La validación de un modelo matemático es el proceso mediante el cual se verifica si el modelo es capaz de predecir correctamente los resultados en situaciones distintas a las utilizadas en la calibración. Para ello, se utilizan datos experimentales obtenidos en situaciones diferentes a las utilizadas para calibrar el modelo. El objetivo de la validación es evaluar la capacidad del modelo para generalizar y predecir resultados en condiciones no conocidas previamente, lo que permite evaluar su capacidad para simular la realidad de manera precisa (Sierra, 2011). En

términos más sencillos, una vez que se ha completado el proceso de calibración del modelo y se han establecido los valores de las constantes cinéticas que mejor representan las características de la corriente modelada, es necesario verificar el ajuste. Para hacer esto, se mantiene estas constantes fijas y se alimenta el modelo con nueva información en los puntos que se utilizaron para la calibración. Luego, basados en rangos de error o ajustes estadísticos, se decide si se acepta o no la validez del modelo.

5. Metodología

5.1. Zona de estudio

El presente estudio se realizó en el río Zamora Huayco, ubicado en el cantón y provincia de Loja, Ecuador. El río recorre la subcuenca del mismo nombre, el cual presenta un clima temperado-ecuatorial subhúmedo, con una temperatura media del aire de 16 °C y una humedad relativa del 75%. Los registros indican un mayor estiaje en los meses de octubre a diciembre (Ochoa et al., 2008). Esta subcuenca nace en la región noroccidente del Parque Nacional Podocarpus, llegando a ser parte del sistema fluvial del río Zamora.

La Figura 1 muestra la zona de estudio, la cual se extendió desde el sector El Carmen, en las coordenadas geográficas 4°1'46.25"S y 79°10'50.23"O a 2162 msnm, hasta justo antes de su descarga en el río Zamora en el sector conocido como la Puerta de la Ciudad entre las coordenadas 3°59'20.11"S y 79°12'12.62"O a 2049 msnm, con una longitud aproximada de 5.78 km.

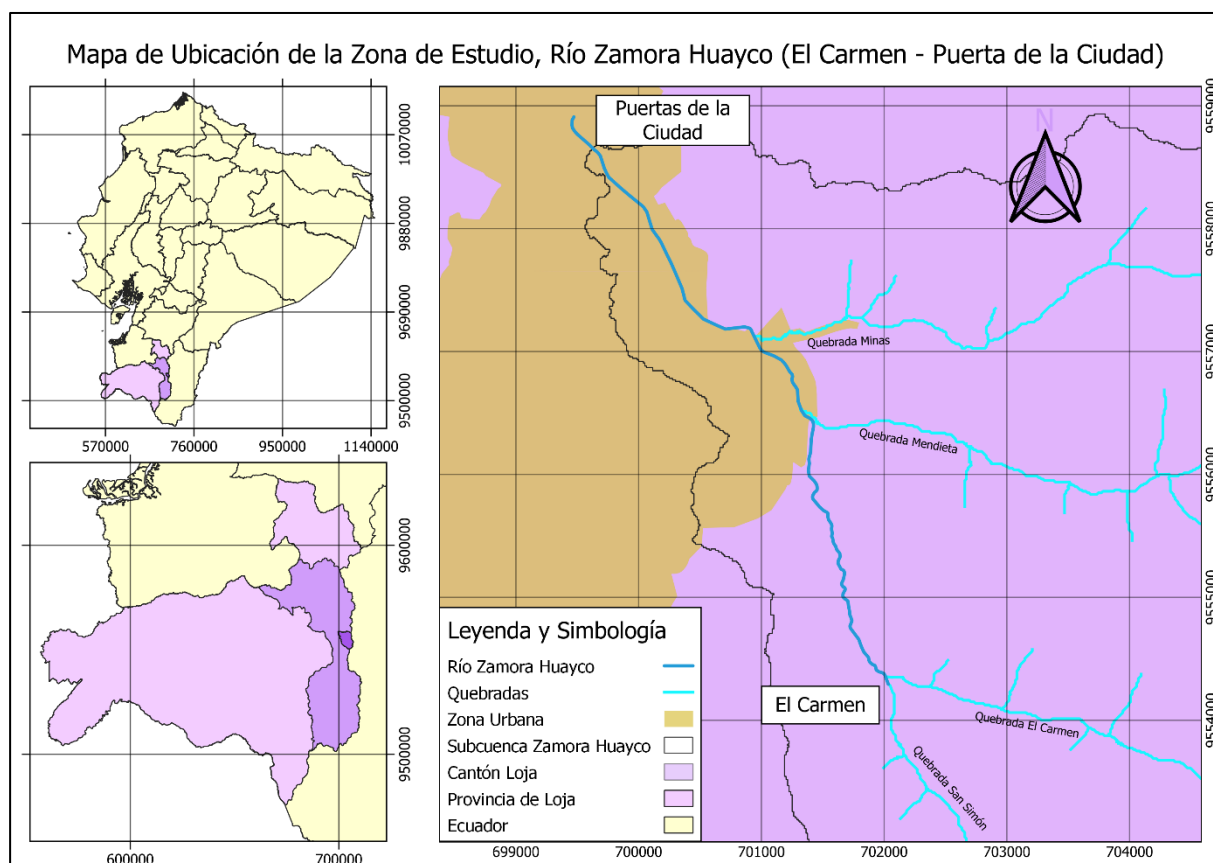


Figura 2. Mapa de ubicación de la zona de estudio

Fuente: Elaboración propia

5.2. Línea base

Para definir la línea base en el estudio primeramente se llevaron a cabo tres caminatas a lo largo del río Zamora Huayco, en época de estiaje, las cuales tuvieron lugar cada 7 días específicamente el 10, 17 y 24 de junio del año 2022 en horas pico: de 7:30 a 9:00 y de 12:30 a 15:00. Durante estas caminatas, se realizó una observación detallada del río, identificando las áreas donde se descargan aguas residuales y las descargas de los afluentes, también documentarlos con fotografías, determinar su ubicación espacial.

Tras identificar los puntos de descarga de aguas residuales y tributarios como las quebradas en el río Zamora Huayco mediante observación directa, se procedió a la recolección de datos. El periodo de muestreo se extendió desde el 3 de diciembre de 2022 hasta el 17 de enero de 2023, en los que se realizaron 3 muestreos, esta información se extenderá conforme se avance en la lectura del documento.

5.2.1. Puntos de muestreo

Con la información recolectada se georreferenció cada punto de descarga mediante la aplicación UTM Geo Map versión 3.7.9 para smartphones y el software QGIS versión 3.28.2. Esto permitió una visualización clara y precisa de los puntos de descarga en un mapa, lo que facilitó la identificación de patrones y tendencias en la contaminación del río. Los puntos de control en el río Zamora Huayco fueron tomados con base en parámetros de uniformidad en el cauce del río, como por ejemplo tramos rectos con una longitud mayor a 40 metros.

Después de analizar los datos recolectados, se decidió descartar dos de los puntos identificados previamente. Uno de ellos no presentaba una carga orgánica significativa, pues no tenía una influencia mayor al 1% en el río, mientras que el otro vertido era intermitente y no se registraron vertidos durante las horas de muestreo establecidas. Para el caudal no se descartó ningún punto, pues todos tenían una influencia mayor al 1% con respecto al caudal del río. En otras palabras, estos puntos de datos afectaban significativamente el caudal general del río, por lo que se mantuvieron en el análisis.

Para determinar si debíamos descartar o no ciertos puntos, aplicamos las siguientes fórmulas matemáticas:

$$\%C = \frac{C_2 - C_1}{C_2} * 100 \quad (20)$$

Donde:

%C = porcentaje de influencia de la concentración del vertido en la concentración del río

C2 = concentración del vertido

C1 = concentración en el río

$$\%Q = \frac{Q_2 - Q_1}{Q_2} * 100 \quad (21)$$

Donde:

%Q = porcentaje de influencia del caudal del vertido el caudal del río

Q2 = caudal del vertido

Q1 = caudal del río

5.2.2. Aforos

Para garantizar la precisión de los datos de caudal, se realizaron aforos en cada uno de los vertidos en cada uno de los 3 muestreos. Para ello se aplicaron los siguientes métodos de aforo:

- **Aforo por molinete hidráulico portátil.** – Se aplicó este método en las quebradas: El Carmen, Mendieta y Minas, y en los puntos de control ubicados en el río Zamora Huayco, debido a que presentaban características idóneas de velocidad y profundidad para dicho método. Se usó el molinete portátil Redback de Hyquest Solutions, para ello se levantó una sección transversal en las quebradas y los puntos del río y midió las velocidades a diferentes alturas por cada sección generando perfiles de velocidad media, los cuales se multiplicó por el área para determinar el caudal del río.

$$Q = A * V \quad (22)$$

Donde:

Q = caudal del río y quebradas (m³/s).

V = velocidad del agua (m/s).

A = área de los segmentos (m²).

- **Aforo Volumétrico**

Este método se usó para los efluentes que se caracterizaban por descargarse desde una tubería, para ello se usó un recipiente con medidas exactas de volumen, previamente verificadas en el laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Nacional de Loja, hasta una capacidad de 20L de acuerdo al caudal del vertido, en donde con la ayuda de un cronómetro se midió el tiempo de llenado y se calculó el caudal.

$$Q = \frac{V}{t} \quad (23)$$

Donde:

Q = caudal (l/s).

V = volumen (l)

t = tiempo (s).

5.2.3. Datos Hidráulicos

El modelo de calidad del agua necesita que los datos de la hidráulica del río sean confiables y precisos, en este apartado se evaluó las velocidades del flujo de agua, ya que el mismo tiene un impacto significativo en el tiempo de residencia de los contaminantes en cada uno de los tramos del río, por lo que puede interferir en el tiempo de degradación. Asimismo se ocupó datos de la velocidad media de la corriente, ancho y profundidad del cauce.

De este modo en el río Zamora Huayco se realizaron mediciones cada 1000 metros para obtener datos precisos de la velocidad del cauce de agua, el ancho y la profundidad del río utilizando un molinete portátil Redback de Hyquest Solutions. Además, se recopilaron datos detallados de los azudes (altura y tipo) presentes en el río para un análisis más completo.

5.2.4. Muestras

Los muestreos se realizaron a la par que los aforos en cada uno de los 17 puntos de muestreo, de este modo, se siguieron las normativas técnicas ecuatorianas establecidas por el Instituto Nacional de Normalización (NTE INEN 2176:2013 y NTE INEN 2169) para los principios y técnicas de muestreo, además el manejo y conservación de las muestras.

Para este proceso se recolecto muestras en los 17 puntos de muestreo a lo largo del río Zamora Huayco, y como ya se había mencionado brevemente el periodo de muestreo se extendió desde el 3 de diciembre de 2022 hasta el 17 de enero de 2023. Durante este periodo, se realizaron tres muestreos: el primero el 3 de diciembre de 2022, el segundo el 30 de diciembre de 2022 y el tercero el 17 de enero de 2023, el periodo de tiempo utilizado en los muestreos fue de un día durante las horas pico (de 7:00 a 9:00 de la mañana y de 12:30 a 15:00 de la tarde) utilizando botellas ámbar de 500 ml y 2 coolers de 30 litros (modelo Coleman Excursión). con hielo para conservar las muestras a una temperatura constante de 4°C hasta su llegada al laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Nacional de Loja.

Durante cada una de las tres campañas de muestreo, se recogieron datos en los 17 puntos, tanto in situ como ex situ. Los datos in situ incluyeron mediciones de temperatura, conductividad, salinidad, pH y OD. Por otro lado, los parámetros ex situ incluyeron la determinación de DQO, DBO, amonio y turbidez. Se proporcionan más detalles sobre este proceso en el siguiente apartado.

Las muestras se tomaron evitando los lugares de turbulencia y estancamiento, dando prioridad a la toma de muestras en el centro del cauce, donde la profundidad y la velocidad son

óptimas. Cada recipiente se llenó hasta el borde y se selló dentro del agua para minimizar la exposición al oxígeno y garantizar la homogeneidad y representatividad de la muestra.

5.2.5. *Análisis de parámetros en campo*

Asimismo, se tomaron los parámetros in situ de temperatura, conductividad, salinidad, pH y OD con 3 sondas previamente calibradas para garantizar la precisión de los datos. En la Tabla 6 se detallan las unidades, método e instrumentos utilizados.

Tabla 6. Método de medición de los datos in situ en los puntos de muestreo

Parámetro	Unidad	Método	Instrumento
Temperatura	°C		
Conductividad	µS/cm	Medición directa	Medidor Multiparámetro WTW Multi 3420.
Salinidad	-		
pH	-	Medición directa	Medidor HANNA HI 9813-6
OD	mgO/L	Medición directa	Medidor Multiparámetro HANNA HI 98193

Estos equipos se sumergen directamente en el río, quebradas y aguas residuales a una profundidad adecuada, para medir los parámetros in situ de manera precisa.

5.2.6. *Análisis de los parámetros en laboratorio*

Los parámetros de DBO y OD son los principales indicadores que se utilizan para establecer la calidad del agua (Montalvo Estévez et al., 2018). Es por ello que estos fueron los parámetros que se determinaron de manera ex situ en el laboratorio, además del NH_4^+ que también es un parámetro de importancia de la calidad del agua.

Por este motivo se realizaron los análisis de laboratorio de la turbidez, DQO, DBO y NH_4^+ , con los métodos que se describen las unidades de medida, el método de determinación y el equipo utilizado en el ensayo y medición a continuación en la Tabla 7.

Tabla 7. Método de medición de los datos ex situ en los puntos de muestreo

Parámetro	Unidad	Rango	Volumen	Método	Instrumento
Turbidez	NTU	-	30 mL	Fotométrico	Turbidímetro HACH 2100N
DQO	mgO/L	20 – 1500	2 mL	Colorimétrico dicromato	de Termoreactor Digital Hach DRB200. Espectrofotómetro Hach DR 2800.
DBO	mgO/L	0 – 700	95 mL	Respirómetro	Incubadora de DBO DBOtrack II
Amonio	mgNH ₄ /L	0 - 2.5	25 mL	Nessler	Espectrofotómetro Hach DR 2800.
		1 – 25	0.1 mL	Salicilato	

Debido a las limitaciones de tiempo y equipos, se realizó la toma de muestras de DQO en el laboratorio de calidad ambiental de la UNL. Sin embargo, dadas las limitaciones del

laboratorio, solo se pudo realizar el ensayo de DBO en 3 muestras, durante las 3 campañas de muestreo. Por lo tanto, se seleccionaron las muestras con un mayor valor de DQO para llevar a cabo el ensayo de DBO, con el objetivo de encontrar una relación DBO/DQO que se utilizó para obtener los valores de DBO faltantes en las otras muestras.

5.3. Modelación matemática

5.3.1. Suposiciones de partida

Para desarrollar el modelo matemático de calidad del agua en el río Zamora Huayco, se seleccionó un modelo unidimensional y se consideraron las siguientes suposiciones (Bluhm, 2008).

- El flujo de agua debe ser unidimensional, es decir, debe fluir en una sola dirección y no debe haber intercambio lateral significativo, ni ser profundo.
- El río debe ser homogéneo en términos de características físicas y químicas, como la temperatura, la velocidad del agua, la concentración de oxígeno disuelto, entre otros.
- Las reacciones químicas y biológicas en el río deben ser limitadas a procesos que se pueden modelar en una dimensión.
- Las condiciones iniciales y los datos de entrada (caudal, temperatura, concentraciones iniciales de contaminantes, entre otros) deben ser conocidos y precisos.
- Las fuentes y sumideros de contaminantes en el río deben ser conocidos y se deben poder modelar adecuadamente.

5.3.2. Criterios y definición de los tramos de modelación

Una vez definidas las suposiciones de partida se seccionó teniendo en cuenta que los tramos deben iniciar y terminar en los puntos de vertimiento significativos, y deben iniciar y terminar en las confluencias con los afluentes principales, además de cambios significativos en la hidráulica del río (Ramírez, 2002).

Para construir el modelo se seleccionaron las premisas anteriores y se realizó la segmentación del río en base a los puntos de vertimiento y a los afluentes principales.

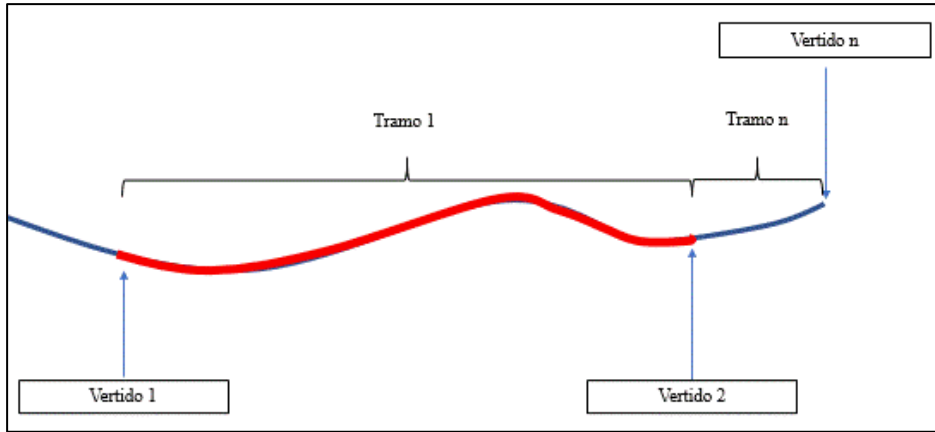


Figura 3. Criterio para la definición de los tramos

5.3.3. Condiciones iniciales o de contorno

Para realizar la modelización, el balance de masa se considera el método más eficiente para estudiar la variación de la concentración de contaminantes en el cuerpo de agua al ingresar al mismo (Casila et al., 2020). El balance que se llevó a cabo tomó en cuenta la totalidad del periodo de muestreo. Para ser más precisos, se realizó un cálculo promedio que incorporó los datos obtenidos de las tres campañas de muestreo que se efectuaron. Esto permitió obtener una visión más holística y precisa de la información recolectada durante dicho periodo.

$$Acumulación = Entrada - Salida \pm \sum reaccion (generación, utilización) \quad (24)$$

Con los tramos antes definidos se realizó un balance de masa en el inicio de cada uno de los tramos utilizando los valores promedio de las 3 campañas de muestreo, para ello se usaron las siguientes ecuaciones, para el caudal, la demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno amoniacal, oxígeno disuelto y la temperatura:

$$Q_o = Q_r + Q_v \quad (25)$$

$$L_0 = \frac{Q_r * L_r + Q_v * L_v}{Q_r + Q_v} \quad (26)$$

$$[NH^+_4]_0 = \frac{Q_r * [NH^+_4]_r + Q_v * [NH^+_4]_v}{Q_r + Q_v} \quad (27)$$

$$[O_2]_0 = \frac{Q_r * [O_2]_r + Q_v * [O_2]_v}{Q_r + Q_v} \quad (28)$$

$$T_0 = \frac{Q_r * T_r + Q_v * T_v}{Q_r + Q_v} \quad (29)$$

Donde:

Q_r = Caudal del río (l/s)

Q_v = Caudal del vertido (l/s)

L_r = DBO del río (mg/l)

L_v = DBO del vertido (mg/l)

$[NH_4^+]_r$ = Amonio del río (mg/l)

$[NH_4^+]_v$ = Amonio del vertido (mg/l)

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

$[O_2]_v$ = Oxígeno disuelto del vertido (mg/l)

T_r = Temperatura del río (°C)

T_v = Temperatura del vertido (°C)

Una vez definidas todas las condiciones de contorno para cada uno de los tramos se realizaron las ecuaciones necesarias para el DBO, NH₄ y OD como se muestra en el siguiente apartado.

5.3.4. Modelación de la demanda bioquímica de oxígeno

Para la modelación del DBO se desarrolló la siguiente ecuación, la cual representa el transporte longitudinal del contaminante y la degradación de la materia orgánica, cuyo limitante es el oxígeno disuelto por lo que se incluye un término de Monod:

$$\frac{\partial L}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial L}{\partial x} - Lk_d \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad (30)$$

Donde:

μ_x = Velocidad longitudinal (m/d)

L = DBO inicial (mg/L)

K_d = Constante de desoxigenación (d⁻¹)

Θ = Factor de corrección por temperatura

T = Temperatura (°C)

K_s = Constante de semisaturación (mg/d)

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto (mg/L)

5.3.5. Modelación del nitrógeno amoniacal

Para modelar el transporte del contaminante NH₄ a lo largo del río, se consideró su degradación mediante el proceso de nitrificación, el cual está limitado por la presencia de oxígeno en el agua. Para incluir esta limitación, se utilizó el término de Monod en el modelo matemático. Además, se consideró el transporte longitudinal del contaminante a lo largo del río.

$$\frac{\partial[NH^+_4]}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial[NH^+_4]}{\partial x} - [NH^+_4]k_N\theta^T * \frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} \quad (31)$$

Donde:

u_x = Velocidad longitudinal (m/d)

$[NH^+_4]$ = Amonio inicial (mg/L)

k_N = Constante de nitrificación (d⁻¹)

Θ = Factor de corrección por temperatura

T = Temperatura (°C)

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

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto (mg/L)

5.3.6. Modelación del oxígeno disuelto

La modelación del oxígeno disuelto es esencial para la presente investigación ya que es un parámetro crítico para evaluar la calidad del agua superficial. La ecuación desarrollada tiene en cuenta el transporte longitudinal del OD, así como los procesos de reaireación que aportan OD y los procesos de degradación de MO y NH4 que consumen OD.

$$\frac{\partial[O_2]}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial[O_2]}{\partial x} - Lk_d\theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{K_s+[O_2]} + k_a\theta^{T-20} * ([O_2]_{sat} - [O_2]) - aN * [NH^+_4]K_N\theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_{sn}+[O_2]} \quad (32)$$

Donde:

μ_x = Velocidad longitudinal (m/d)

L = DBO inicial (mg/L)

k_d = Constante de desoxigenación (d-1)

Θ = Factor de corrección por temperatura

T = Temperatura (°C)

k_s = Constante de semisaturación (mg/d)

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto (mg/L)

k_a = Constante de reaireación (d-1)

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

$[NH+4]$ = Amonio inicial (mg/L)

aN = Factor de consumo de oxígeno

k_N = Constante de nitrificación (d-1)

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

Para el cálculo del oxígeno de saturación $[O_2]_{sat}$ se aplicó la siguiente fórmula propuesta por la (APHA, 1992), la cual representa la máxima concentración de oxígeno que puede permanecer disuelto en el agua a determinadas condiciones de temperatura, presión y salinidad.

Dependencia del oxígeno de saturación en función de la temperatura:

$$\ln[O_2] = -139.34411 + \frac{1.575701 * 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 * 10^7}{T_a^2} + \frac{1.243800 * 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 * 10^{11}}{T_a^4} \quad (33)$$

Donde:

T = temperatura absoluta (K)

Dependencia del oxígeno de saturación en función de la altitud:

$$[O_2]_{sat, z} = [O_2]_{sat, 0} e^{\frac{-z}{8200}} \quad (34)$$

Donde:

$[O_2]_{sat}$ = Oxígeno de saturación

z = Altitud (m)

5.3.7. Constantes cinéticas

En una reacción química de primer orden la velocidad de reacción es proporcional a la concentración de reactivo, aunque haya otros reactantes sus concentraciones no afectarán a la velocidad de reacción (Gaffney y Marley, 2018). La ley de velocidad para una reacción de primer orden viene dada por:

$$\text{Velocidad de reacción} = \frac{-d[A]}{dt} = k[A] \quad (35)$$

Donde:

k = variable con la temperatura

A = concentración de los reactantes

- **Constante de desoxigenación de la materia orgánica (kd)**

La estimación para el consumo de oxígeno por acción metabólica (Chapra, 1997):

$$k_d(20) = 0.3 \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434} \quad (36)$$

$$0 \leq H \leq 2.4 \text{ m}$$

Donde:

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

H = Profundidad (m)

- **Constante de nitrificación (kN)**

Esta tasa se calcula integrando por separado las concentraciones de nitrógeno para un tiempo de retención, mediante la siguiente ecuación (Rivera Gutiérrez, 2016):

$$k_N = -\frac{v}{x} \left(\frac{N}{N_o} \right) \quad (37)$$

Donde:

Kn: Constante de nitrificación (d^{-1})

v: Velocidad longitudinal (m/d)

x: Distancia (m)

N: DBO nitrogenada final (mg/L)

No: DBO nitrogenada inicial (mg/L)

- **Constante de reaireación (k_a)**

La reaireación se realiza mediante un intercambio con la atmósfera. Owen y Gibbs plantean que la tasa de transferencia de oxígeno al agua se da en función de la velocidad de la corriente y su profundidad (Owens et al., 1964):

$$k_a(20) = 3.93 \frac{v^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (38)$$

Condiciones:

H = 0.12m – 0.73m

V = 0.03 m/s – 0.55 m/s

Donde:

k_a = Constante de reaireación

v = Velocidad (m/d)

H = Profundidad (m)

- **Constantes de semisaturación**

Se define como la concentración de sustrato a la cual la velocidad de crecimiento alcanza una capacidad máxima (Alvarez-Ramirez et al., 2019), a continuación, las ecuaciones para la constante de semisaturación de MO y el N. Amoniacal.

$$k_s = -\frac{k_d}{2} * L \quad (39)$$

$$k_{sN} = -\frac{k_N}{2} * NH_4 \quad (40)$$

Donde:

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

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

k'_1 = Constante de desoxigenación (d^{-1})

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

5.3.8. Corrección de las constantes cinéticas por temperatura

La velocidad de un gran número de reacciones en los cuerpos de aguas naturales se modifica conforme aumenta la temperatura, cuantificada por la ecuación de Arrhenius (Chapra, 1997), esta ecuación se transforma debido a que las constantes k_d , k_a , k_N , tienen una temperatura de referencia de 20°C (Sierra, 2011), quedando de la siguiente manera:

$$k(T_a) = Ae^{\frac{-E}{RT_a}} \quad (41)$$

$$k(T) = k_{20}\theta^{(T-20)} \quad (42)$$

Donde:

$k(T)$ = Constante cinética (k_d , k_a , k_N) (d^{-1})

θ = Factor de corrección para la obtención de las constantes cinéticas reales

T = temperatura (°C)

Tabla 8. Valores típicos de θ utilizados en la modelización del agua

θ	Reacción
1,024	Oxígeno reaireación
1,047	DBO descomposición
1,066	Crecimiento del fitoplancton
1,080	Demanda de oxígeno de sedimento (SOD)

Fuente: (Chapra, 1997)

5.3.9. Modelación en la presencia de azudes

La transferencia de oxígeno en los cuerpos de agua superficiales puede ser influenciada por la presencia de presas y cascadas (Butts y Evans, 1983), y por ello se ha sugerido la siguiente fórmula:

$$\frac{[O_2]_{sat} - [O_2]_a}{[O_2]_{sat} - [O_2]_b} = \frac{D_a}{D_b} = r = 1 + 0.38 abh (1 - 0.11h)(1 + 0.046T) \quad (43)$$

Donde:

r = Relación entre el déficit por encima y bajo la presa

H = Diferencia en la elevación del agua (m)

T = temperatura del agua

a y b = coeficientes que corrigen la calidad del agua y tipo de presa

Tabla 9. Valores de los coeficientes para predecir el efecto de las presas en la reaireación de los cursos de agua

Coeficiente de calidad del agua	
Estado de contaminación	a
Contaminado	0,65
Moderado	1
Leve	1,6
Limpio	1,8
Coeficiente de tipo de presa	
Tipo de presa	b
Paso regular plano de cresta	0,7
Paso irregular plano de cresta ancha	0,8
Cara vertical plana de cresta ancha	0,6
Cara plana de cresta ancha de pendiente recta	0,75
Cara curva plana de cresta ancha	0,45
Cara curva redonda de Cresta ancha	0,75
Cara de pendiente recta de cresta afilada	1
Cara vertical de cresta afilada	0,8
Compuertas	0,05

Fuente: (Chapra, 1997).

5.3.10. Modelación con el QUAL2Kw

Para usar el modelo QUAL2Kw (ecuación 7 y ecuación 8) es esencial saber cómo se deben introducir los datos. Para simplificar este proceso, la interfaz gráfica del modelo ha definido un código de colores para cada una de sus celdas. Estos colores señalan si la información es requerida por el usuario, si es solo de referencia o si son resultados producidos por el programa. De esta manera, se facilita la entrada correcta de los datos en el modelo.

- Celdas Azules: Variables y parámetros que el usuario debe ingresar.
- Celdas Verdes: Datos obtenidos del programa.
- Celdas Amarillas: Datos tomados en campo, ingresados para la calibración, sin embargo son opcionales.

Posteriormente, se explica brevemente cada una de las pestañas de interés donde se introdujeron los datos para la modelación matemática.

1. **Generalidades del modelo:** En la pestaña “Qual2k” se puede encontrar información general del modelo, como el nombre del río, la zona horaria, el lugar donde se almacenarán los datos, la fecha y el intervalo de tiempo que se usará en el modelo.

5.4. Exactitud del modelo matemático

Para comprobar la exactitud de cada modelo matemático utilizado se hizo una comparación entre los datos obtenidos en los puntos de control en el Río ZH, y los valores arrojados por el modelo, con el fin de identificar si el modelo es adecuado para simular las condiciones reales del río, en zonas problemáticas donde los valores no coincidan se realizó la calibración del modelo ajustando constantes y coeficientes incluidos en el modelo, de tal manera que el mismo sea capaz de simular la calidad del agua con una precisión aceptable.

Para este procedimiento primero se calibró la constante de degradación (k_d), la constante de reaireación (k_a) y la constante de nitrificación (k_N) (Sierra, 2011).

5.4.1. Calibración

Para reducir el error entre los datos generados por el modelo y los medidos en campo a partir de este punto, se realizó una calibración de las constantes cinéticas (k_d , k_a y k_N), considerando los rangos típicos de estas constantes para cuerpos de agua como los ríos.

- k_d en los ríos varía desde los 0.1 día^{-1} a 2.4 día^{-1} (Nuruzzaman et al., 2017).
- k_a en los ríos varía desde los 0.1 día^{-1} a 1.5 día^{-1} (Haider et al., 2013).
- k_N en los ríos varía desde los 0.01 día^{-1} a 1 día^{-1} (Le et al., 2019).

Se realizó un análisis de sensibilidad con el objetivo de identificar cuál de las tasas de reacción (k_d , k_a o k_N) tenía mayor influencia en el modelo de calidad del agua. Para ello, se variaron de manera individual los valores de estas tasas y se comparó el resultado obtenido con el modelo de referencia.

El método empleado será el de ensayo y error, esta metodología es un método manual para la calibración de las constantes cinéticas (k_d , k_a y k_N) consiste en realizar un análisis de sensibilidad el cual consiste en evaluar cómo afecta la variación de ciertos parámetros a los valores de salida de un modelo o sistema (Sun et al., 2021), de esta manera se identificó que constante cinética tiene mayor impacto en los resultados, posteriormente se disminuyó el error entre las variables modeladas y medidas por medio del ensayo y error.

5.4.2. Calibración del modelo QUAL2Kw

El modelo QUAL2Kw emplea un método de calibración automática para los parámetros cinéticos, utilizando el AG-PIKAIA. Este es un algoritmo genético que opera como un sistema de búsqueda en un espacio de decisión, siguiendo un proceso similar a la “selección natural” de Darwin, donde los individuos más aptos sobreviven en mayor número. De esta manera, el QUAL2Kw encuentra los valores óptimos para los parámetros cinéticos dentro de los límites especificados para cada parámetro, con el objetivo de maximizar la correspondencia con los

datos de campo (Arroyave Gómez et al., 2013). Para ello se seleccionó la función objetivo recomendada por Kannel et al., (2007) y Pelletier et al., (2006), que se presenta a continuación.

$$f(x) = \left[\sum_{i=1}^q w_i \right] \left[\sum_{i=1}^q \frac{1}{w_i} \left[\frac{\frac{\sum_{j=0}^m O_{i,j}}{m}}{\left[\frac{\sum_{j=1}^m (p_{i,j} - o_{i,j})^2}{m} \right]^{\frac{1}{2}}} \right] \right] \quad (44)$$

Donde:

$O_{i,j}$: es el valor observado

$P_{i,j}$: es el valor predicho por el modelo

m : es el número de pares de valores observados y predichos

w_i : es el factor de peso

q : es el número de variables de estado

Esta función objetivo se programó en la hoja de trabajo “Fitness” del programa, enlazándolo a la hoja de trabajo “Rates” donde se encuentran las constantes cinéticas a calibrar. En el algoritmo genético, se mantuvieron los valores predeterminados para la velocidad de mutación inicial, la velocidad de mutación mínima y máxima, y el número de dígitos para codificar el genotipo, tal como se presentan en el ejemplo del programa. Se incrementó progresivamente el número de poblaciones y de generaciones, calibrando el modelo para cada combinación. Finalmente, se seleccionó una población de 10 y un número de generaciones de 50 para la calibración final, ya que proporcionaba el mejor ajuste en el menor tiempo de cálculo.

Para este proceso de optimización es necesario conocer las variables de entrada del algoritmo genético AG-PIKAIA en el modelo QUAL2Kw (Vera, 2007).

- **Random number seed:** La semilla para la generación de las poblaciones iniciales se utiliza en el generador de números aleatorios de Fortran. Se puede introducir cualquier valor entero real. Los números aleatorios generados están dentro de un rango de 0 a 1. Por lo tanto, es necesario introducir rangos de variación para cada una de las variables que se van a ingresar. Esto permite reescalar los valores usados para la generación aleatoria.
- **Model runs in a population:** Se refiere al número de veces que el modelo se ejecuta en una generación, lo que representa el total de poblaciones de prueba que utiliza para cada generación. Se puede introducir hasta un máximo de 512 poblaciones.
- **Generations in the evolution:** Corresponde al número total de generaciones en que se desarrolla la población.

- **Digits to encode genotype:** Este proceso corresponde a la codificación del individuo utilizada para la población. Aunque los algoritmos genéticos suelen utilizar sistemas binarios para codificar los números que se pueden calibrar, en este caso se utiliza una codificación decimal. Esto significa que una variable que puede modificarse se representará con números del 0 al 9 (por ejemplo, 0.235687 se representará como 235687). Este cambio se realiza porque no es fácil programar y manipular la codificación binaria en la plataforma de “Fortran”. El número máximo de dígitos para la codificación es de seis.
- **Crossover mode:** El operador de cruzamiento en algoritmos genéticos produce descendientes a partir de cromosomas padres mediante la selección e intercambio de partes de los cromosomas padres. Existen varios tipos de cruzamiento: un-punto, dos-puntos y uniforme. Los cruzamientos un-punto y dos-puntos intercambian partes del cromosoma en puntos aleatorios de los cromosomas padres, diferenciándose en el número de cortes realizados. El cruzamiento uniforme selecciona genes individuales para el intercambio. Además, el modelo QUAL2Kw ofrece opciones de cruzamiento aritmético y modos híbridos que combinan los métodos anteriores.
- **Crossover probability:** Representa la probabilidad total de individuos que pueden cruzarse. Se recomienda un valor estándar del 85% (0.85), lo que significa que de cada 100 individuos que pueden cruzarse, se deben utilizar 85 para realizar el cruzamiento.
- **Mutation mode:** La mutación en un algoritmo genético representa las posibles modificaciones que puede realizar el programa. Existen cinco métodos de mutación, todos basados en una tasa de modificación que puede ajustarse según la respuesta obtenida o la distancia a la misma, o bien, puede realizarse con una tasa fija. La mutación permite la diversidad en la población en cada generación subsiguiente a la inicial, evitando la rápida convergencia a una solución incorrecta.
- **Initial mutation mode:** La tasa de mutación inicial representa la tasa de mutación en el caso de que se utilicen planes de mutación diferentes a la tasa fija. Si se utiliza la opción de tasa fija, este será el valor de la tasa de mutación. Puede variar entre 0 y 1, pero se recomiendan valores bajos para evitar que el algoritmo se degrade y pierda la convergencia inicial.
- **Minimum mutation rate:** Representa el valor mínimo que la tasa de mutación puede alcanzar si se utiliza un método de mutación que no sea la tasa fija. Este valor puede variar entre cero y uno.

- **Maximun mutation rate:** Representa el valor máximo que la tasa de mutación puede alcanzar si se utiliza un método de mutación que no sea la tasa fija. Este valor puede variar entre cero y uno.
- **Relative Fitness Differential:** Este parámetro, conocido como la presión de la selección, indica la ventaja que tiene un individuo con alta aptitud para ser elegido como padre. Un valor de uno favorece a los individuos más aptos para transmitir sus genes, mientras que un valor de cero elimina la presión de selección, seleccionando individuos al azar independientemente de su aptitud. Se recomienda usar el valor máximo de uno.
- **Reproduction plan:** El plan de reproducción en el algoritmo PIKAIA se realiza mediante el método de la “rueda de la ruleta”, utilizando el ajuste relativo obtenido para la población como una medida de la probabilidad de selección. Los individuos más aptos obtienen mayores secciones de la ruleta, aumentando sus posibilidades de ser seleccionados para generar descendencia. Existen 3 metodos de reproducción:
 1. Reemplazo total de la población, donde los hijos creados reemplazan a los padres originales.
 2. Selección aleatoria de eliminación.
 3. Eliminación de los peores
 Estos métodos difieren en cómo se eliminan los miembros de la población cuando se incorpora la siguiente generación.
- **Elitism:** El elitismo es un método que permite que los individuos más aptos de una generación pasen sin cambios a la siguiente. Un valor de cero significa que no se realiza elitismo, mientras que un valor de uno permite esta preservación. Este método se aplica solo si se utiliza el segundo o tercer plan de reproducción.
- **Restart from previous evolution:** Un valor de cero indica que todas las poblaciones iniciales para la autocalibración se generarán aleatoriamente cada vez que se ejecute el programa. Por otro lado, un valor de uno significa que el programa siempre tomará una población inicial basada en los valores actuales de las variables a calibrar en el momento de realizar la calibración.

En la siguiente tabla se resumen los datos del AG usados en la calibración.

Tabla 10. Datos del algoritmo genético del modelo QUAL2Kw para la calibración

Parámetro	Valor	Unidades
Random number seed	123456	seed
Model runs in a population (<=512)	10	np
Generations in the evolution	50	ngen
Digits to encode genotype (<=6)	5	nd
Crossover mode (1, 2, 3, 4, 5, 6, or 7)	3	icross
Crossover probability (0-1):	0,85	pcross
Mutation mode (1, 2, 3, 4, 5, or 6)	2	imut
Initial mutation rate (0-1)	0,005	pmut
Minimum mutation rate (0-1)	0,0005	pmutmn
Maximum mutation rate (0-1)	0,25	pmutmx
Relative fitness differential (0-1)	1	fdif
Reproduction plan (1, 2, or 3)	1	irep
Elitism (0 or 1)	1	ielite
Restart from previous evolution (0 or 1)	0	irestart

Una vez ingresados los datos se ejecutó la opción “Run Auto-cal” del modelo. Al concluir el proceso, que puede tomar un tiempo considerable dependiendo de la capacidad de procesamiento del ordenador utilizado, se generan gráficas con las variables modeladas.

5.4.3. Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE)

Para verificar el error de los datos generados por el modelo matemático, respecto a los datos observados, usó la siguiente ecuación del coeficiente de Nash-Sutcliffe (Horritt, 2005). El cual es una medida de eficiencia ampliamente utilizada en la evaluación del rendimiento de modelos hidrológicos y modelos de calidad del agua.

$$NSE = 1 - \frac{\sum(\varphi_{obs} - \varphi_{sim})^2}{\sum(\varphi_{obs} - \varphi)^2} \quad (45)$$

Donde:

φ_{obs} = son los datos observados o medidos

φ_{sim} = son los datos calculados por el modelo, el mismo sitio y momento

φ = es el promedio de los datos observados o medidos

Un NSE de 1 o cercano indica un ajuste perfecto del modelo a los datos observados, mientras que un NSE de 0 o menos indica un ajuste deficiente.

Valores de NSE igual a uno indica un ajuste perfecto del modelo, mientras que un NSE ≤ 0.5 sugiere que el ajuste de los datos observados y los modelados es deficiente.

5.4.4. Error de raíz cuadrada media (RMSE)

RMSE es el acrónimo de Root Mean Square Error (Error de raíz cuadrada media) y se usa para medir las diferencias entre los valores que un modelo predice y los valores que se observan. Es la desviación estándar de los residuos (errores de predicción), que indican cuánto se alejan los puntos de datos de la línea de regresión. El RMSE nos muestra la distancia media entre los valores que se observan y los que se predicen.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(\varphi_{sim} - \varphi_{obs})^2}{n}} \quad (46)$$

Donde:

φ_{obs} = son los datos observados o medidos

φ_{sim} = son los datos calculados por el modelo, el mismo sitio y momento

n = es el número total de observaciones

El RMSE tiene las mismas unidades que los valores observados y predichos. Por ejemplo, si los valores están en mg/L, el RMSE también estará en mg/L.

6. Resultados

En esta sección se presentarán los resultados obtenidos en el estudio de evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante modelación matemática en la ciudad de Loja. Se analizaron diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos para determinar la calidad del agua y su idoneidad dependiendo del cuerpo de agua. Los datos se recolectaron durante tres campañas de muestreo en 17 puntos a lo largo del río, utilizando técnicas y equipos adecuados para cada tipo de análisis. Los resultados se presentarán de manera clara y concisa, con el objetivo de brindar información relevante y útil para la gestión y conservación de los recursos hídricos de la zona.

6.1. Línea base

Durante los recorridos realizados para la evaluación de la calidad del agua en el río Zamora Huayco, se identificaron un total de 17 puntos de muestreo. De ellos, 13 corresponden a descargas de aguas residuales y quebradas, mientras que los 4 restantes fueron puntos de control en el río. Adicionalmente, se detectaron 4 azudes que serán relevantes en el proceso de modelación. La ubicación de estos puntos se muestra en la Figura 3 para una mejor visualización.

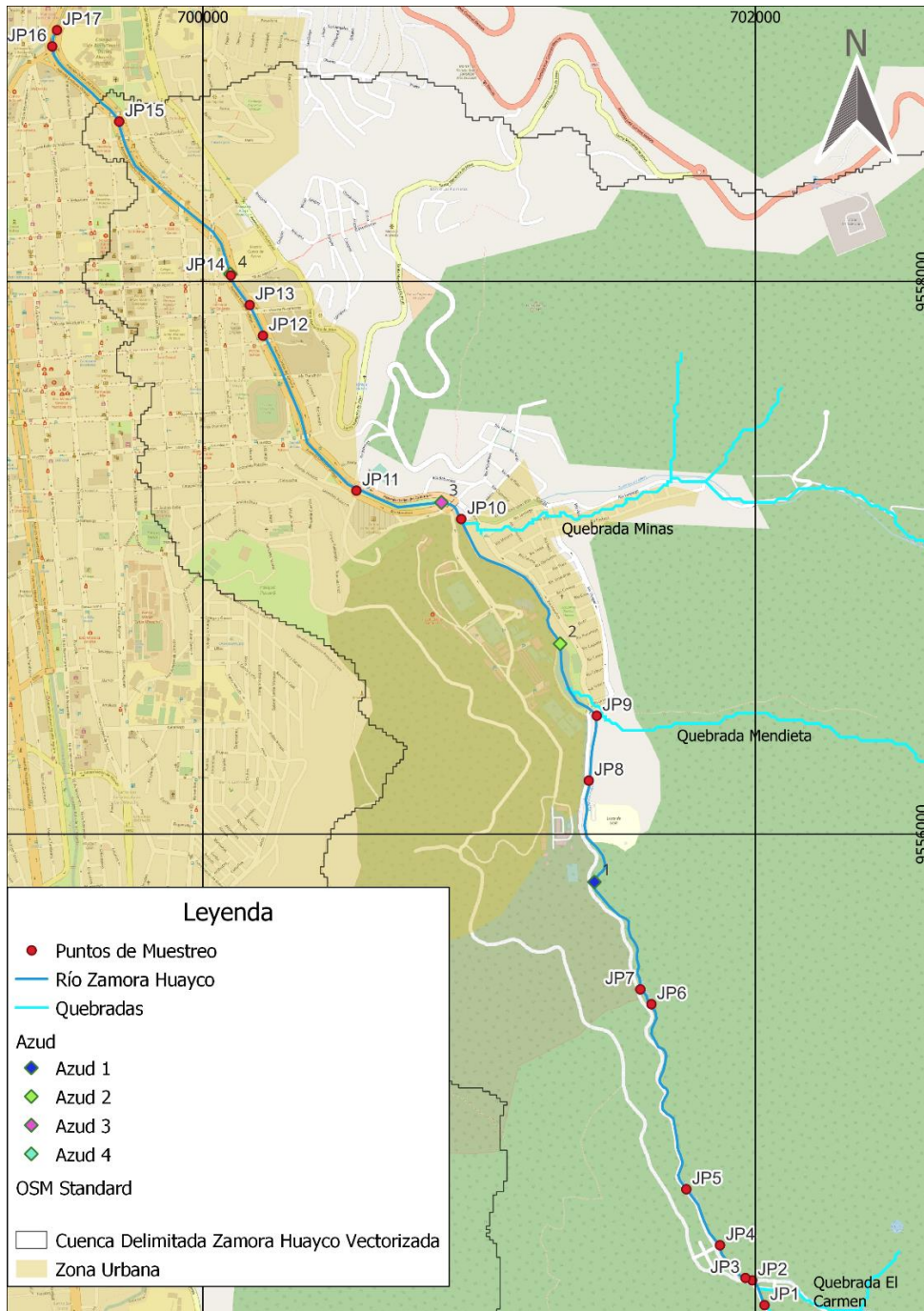


Figura 5. Distribución de los puntos de muestreo y azudes

Para una mejor comprensión de los datos recopilados, se presenta en la Tabla 11 información detallada sobre cada uno de los puntos de muestreo, incluyendo el tipo, tipo de muestra, así como la altitud, latitud y longitud correspondientes. De esta manera, se puede obtener una visión más completa y precisa de la ubicación y características de cada punto de muestreo.

Tabla 11. Puntos de muestreo del río Zamora Huayco

Punto	Tipo (vertidos, quebradas y puntos de control)	Tipo de muestra	Ubicación Geográfica		
			Altitud (msnm)	Latitud (utm)	Longitud (utm)
JP1*	P. CONTROL	Simple	2155	702002	9554368
JP2	Q. El Carmen	Simple	2154	701985	9554387
JP3	Vertido	Simple	2153	701964	9554394
JP4	Vertido	Simple	2139	701875	9554514
JP5	Vertido	Simple	2115	701750	9554514
JP6	Vertido	Simple	2115	701623	9555385
JP7	Vertido	Simple	2190	701623	9555385
JP8*	P. CONTROL	Simple	2163	701396	9556193
JP9	Q. Mendieta	Simple	2149	701424	9556428
JP10	Q. Minas	Simple	2160	701424	9556428
JP11	Vertido	Simple	2158	700554	9557242
JP12	Vertido	Simple	2085	700218	9557804
JP13*	P. CONTROL	Simple	2071	700169	9557913
JP14	Vertido	Simple	2062	700169	9557913
JP15	Vertido	Simple	2038	699696	9558580
JP16	Vertido	Simple	2037	699452	9558849
JP17*	P. CONTROL	Simple	2036	699468	9558905

* representa los puntos de control en el río

6.1.1. Resultados de los parámetros in situ de las campañas de muestreo

En este apartado se presentan los resultados de las mediciones in situ de diferentes variables en los 17 puntos de muestreo a lo largo del río Zamora Huayco. Estas variables incluyeron el oxígeno disuelto, la conductividad, la salinidad, la temperatura y el pH. Cabe destacar que estos resultados representan el promedio de las mediciones realizadas en tres campañas de muestreo, lo que permite obtener una idea más completa de las condiciones del agua en diferentes momentos. Los datos detallados de cada punto de muestreo se presentan en el Anexo 1, 2 y 3 para su consulta y análisis posterior.

Tabla 12. Valores promedio de los parámetros in situ de los puntos de vertido y puntos de control en el río Zamora Huayco.

Punto	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS/cm)	Salinidad (mg/L)	pH
JP1*	9,26	15,43	58,90	0,00	6,70
JP2**	9,54	15,47	57,83	0,00	6,70
JP3	5,95	16,87	179,57	0,00	7,17
JP4	6,78	16,40	106,97	0,00	6,93
JP5	7,02	19,47	127,97	0,00	6,93
JP6	6,76	17,23	73,23	0,00	7,10
JP7	8,77	15,73	21,23	0,00	7,33
JP8*	9,08	17,77	56,23	0,00	6,93
JP9**	9,48	16,37	60,37	0,00	6,93
JP10**	8,83	17,60	53,63	0,00	6,93
JP11	8,72	16,33	33,10	0,00	7,67
JP12	3,42	20,10	597,33	0,23	7,53
JP13*	8,83	18,77	82,67	0,00	7,23
JP14	4,44	20,80	833,67	0,37	7,73
JP15	3,33	19,67	494,00	0,13	7,53
JP16	7,70	20,17	313,00	0,10	7,20
JP17*	6,73	18,90	179,47	0,00	7,40

* Puntos de control ** Quebradas

Las 3 campañas de muestreo fueron realizadas entre el 3/12/2022 al 17/01/2023

A partir de los datos recopilados en la Tabla 12, se observó que los valores de oxígeno disuelto en los puntos de muestreo del río Zamora Huayco variaron entre 3.33 mg/L y 9.54 mg/L en todo el tramo. Sin embargo, los puntos de muestreo JP3, JP12, JP14 y JP15 mostraron valores muy bajos de oxígeno disuelto. Además, se registraron valores bajos de temperatura en los primeros puntos de muestreo, alcanzando una temperatura mínima de 15.43 °C en el punto JP1 y una máxima de 20.80 °C en el punto JP14.

En cuanto a la conductividad, se observaron valores que variaron entre 21.23 µS/cm y 833.67 µS/cm a lo largo de los puntos de muestreo del río Zamora Huayco. Se encontró que los puntos JP12, JP14, JP15 y JP16 presentan una mayor conductividad, con valores que superan los 500 µS/cm. Además, estos mismos puntos son los únicos que presentaron valores de salinidad en comparación con los demás puntos, que presentaron una salinidad de 0 mg/L. En cuanto al pH, se obtuvieron valores que oscilaron entre 6.70 y 7.73 en todos los puntos de muestreo, sin presentarse una variación significativa en los valores de pH en comparación con los demás parámetros medidos.

6.1.2. Resultados de las variables ex situ de las campañas de muestreo

A continuación, se exponen los resultados obtenidos mediante el análisis ex situ de los 17 puntos de muestreo en el río Zamora Huayco, incluyendo las variables de DQO, DBO, NH4

y turbidez. Los detalles específicos de cada punto de muestreo se pueden encontrar en el Anexo 1, 2 y 3 para su posterior consulta y análisis, dado que los resultados presentados en la Tabla 11 corresponden al promedio de las 3 campañas de muestreo realizadas.

Tabla 13. Valores promedio de las variables ex situ de los puntos de vertido y puntos de control en el río Zamora Huayco

Punto	DQO (mg/L)	DBO5 (mg/L)	N. Amoniacal (mg/L)	Turbidez (NTU)
JP1*	3,67		0,16	2,40
JP2	2,67		0,04	0,72
JP3	199,67	133,22	4,19	108,97
JP4	94,33		0,73	28,03
JP5	40,67		0,88	5,23
JP6	43,00		0,52	45,77
JP7	23,67		0,14	4,08
JP8*	7,67		0,15	1,54
JP9	4,33		0,13	0,86
JP10	18,00		0,41	5,17
JP11	22,67		0,16	4,85
JP12	520,67	344,38	27,65	157,60
JP13*	15,67		0,74	6,16
JP14	785,33	526,93	27,67	185,67
JP15	465,33		20,03	108,13
JP16	20,33		0,25	5,41
JP17*	65,33		2,76	27,57

* Puntos de control

Las 3 campañas de muestreo fueron realizadas entre el 3/12/2022 al 17/01/2023

En la Tabla 13 se pueden observar algunos valores faltantes en los análisis de DBO5 debido a las limitaciones del laboratorio. Solo se disponen de datos para los puntos de muestreo JP3, JP12 y JP14. No obstante, se utilizó la información obtenida en estos puntos para calcular la relación DBO5/DQO, la cual se presenta en la Tabla 14. Gracias a esta relación, se pudo estimar los valores faltantes de DBO5 y completar así la información necesaria para el análisis posterior. Es importante destacar que estos valores se calcularon en base a las tres campañas de muestreo realizadas en el río Zamora Huayco.

Tabla 14. Cálculo de la relación DBO5/DQO en los efluentes JP3, JP12 y JP13 del río Zamora Huayco

Punto	DQO (mg/l)	DBO5 (mg/l)	Relación (DBO5/DQO)
JP3	199,67	133,22	0,667216
JP12	520,67	344,38	0,6614171
JP14	785,33	526,93	0,6709603
Promedio			0,6665311

En la Tabla 14 se aprecia una similitud numérica de la relación DBO5/DQO fácilmente observable, por lo que los datos de DBO5 faltantes se calcularon de la siguiente forma:

$$DBO5 = DQO * 6665311 \quad (46)$$

Tabla 15. Datos de DBO5 calculados con la relación DBO5/DQO

Punto	DQO (mg/L)	Relación (DBO5/DQO)	DBO5 (mg/L)
JP1*	3,67	0,67	2,44
JP2	2,67	0,67	1,78
JP3	199,67	0,67	133,22
JP4	94,33	0,67	62,88
JP5	40,67	0,67	27,11
JP6	43,00	0,67	28,66
JP7	23,67	0,67	15,77
JP8*	7,67	0,67	5,11
JP9	4,33	0,67	2,89
JP10	18,00	0,67	12,00
JP11	22,67	0,67	15,11
JP12	520,67	0,67	344,38
JP13*	15,67	0,67	10,44
JP14	785,33	0,67	526,93
JP15	465,33	0,67	310,16
JP16	20,33	0,67	13,55
JP17*	65,33	0,67	43,54

* Puntos de control

Las 3 campañas de muestreo fueron realizadas entre el 3/12/2022 al 17/01/2023

Se identificaron puntos de muestreo con una concentración elevada de DQO y, por consiguiente, de DBO. Los puntos JP3, JP12, JP14 y JP15 presentaron valores superiores a los 100 mg/L tanto para DQO como para DBO.

Los puntos JP3, JP12, JP14 y JP15 destacaron por presentar altos niveles de nitrógeno amoniacal, alcanzando valores de hasta 27.67 mg/L. Además, se observaron altos valores de turbidez en estos mismos puntos en comparación con el resto de los puntos de muestreo. La turbidez osciló entre 0.72 NTU en el punto JP2, correspondiente a la quebrada El Carmen, y 185.67 NTU en el punto JP14, que presenta características de agua residual, estos valores se observan en la Tabla 13.

6.1.3. Resultados de los aforos en los puntos de muestreo

A continuación se presentan los datos de aforos de caudal en cada uno de los puntos de vertido, así como en las quebradas. Además, se incluyen los datos de caudal del río, tanto medidos como calculados a partir de la suma del caudal aportado por los vertidos y las

quebradas, para realizar una comparativa. Los valores presentados en la Tabla 16 corresponden a un promedio de los caudales obtenidos en las 3 campañas de muestreo.

Tabla 16. Caudales de los puntos de muestreo

Punto	Caudal (L/s)	Caudal Acumulado (L/s)
JP1*	51,89	51,89
JP2	48,44	100,33
JP3	0,84	101,17
JP4	0,30	101,47
JP5	0,59	102,05
JP6	0,26	102,31
JP7	3,03	105,34
JP8*	103,35	
JP9	59,95	165,29
JP10	43,40	208,70
JP11	0,98	209,68
JP12	3,91	213,58
JP13*	211,16	
JP14	1,11	214,69
JP15	28,19	242,88
JP16	8,20	251,08
JP17*	253,60	

* Puntos de control

Las 3 campañas de muestreo fueron realizadas entre el 3/12/2022 al 17/01/2023

En la Tabla 16, se puede observar que las quebradas El Carmen, Mendieta y Minas aportan el mayor caudal, con un vertido de 48.44 L/s, 59.95 L/s y 43.40 L/s, respectivamente. En cuanto a los demás puntos, los vertidos con mayor caudal corresponden a los puntos JP7, JP12, JP15 y JP16.

Con respecto al caudal medido y al calculado por la suma de los caudales de los puntos de control, se observa una diferencia de aproximadamente 2 litros en cada uno de los puntos de control, excepto en el JP1, el río Zamora Huayco aporta con un caudal de 253.60 L/s en su descarga al río Malacatos de la Ciudad de Loja.

Es importante destacar que los datos obtenidos durante la etapa de línea base, correspondientes a los muestreos realizados en el río Zamora Huayco, serán de gran utilidad en la siguiente etapa del proyecto, que es la modelación matemática. Estos datos servirán como base para la construcción de modelos matemáticos que permitirán entender el comportamiento del río y simular distintos escenarios de contaminación.

6.2. Modelación matemática

En este apartado se presentan los resultados obtenidos con respecto a la modelación matemática de la calidad del agua del río Zamora Huayco. Para ello partimos de definir los tramos de modelación, definir las características hidráulicas de cada tramo (velocidad de flujo, ancho, profundidad, pendiente, etc.), longitud de cada tramo, establecer las condiciones de contorno, definir las tasas o constantes (k_d , k_a y k_N) y aplicar la modelación matemática.

6.2.1. Definición de los tramos de modelación

Cada uno de los tramos de modelación fue definido cuidadosamente, considerando la presencia de vertidos y azudes en el río. En este sentido, se establecieron 17 tramos que abarcan desde el punto de inicio de la modelación hasta el punto final. El primer tramo abarca desde el punto JP2 hasta el punto JP3, el cual tiene una longitud de 25 metros desde el punto en donde descarga sus aguas la quebrada El Carmen (JP2), hasta el vertido JP3. Asimismo el segundo tramo se conformó desde el punto JP3 hasta punto JP4, con una longitud de 162 metros. Esta metodología, de punto de vertido a punto de vertido o de punto de vertido a un azud, se aplicó a lo largo de toda la extensión del río Zamora Huayco. De esta manera, se logró dividir el río en diferentes tramos de modelación, teniendo en cuenta la presencia de vertidos y azudes en el río. Así, se obtuvieron tramos de diferentes longitudes que permitieron una mejor comprensión de las condiciones de calidad del agua en cada uno de ellos. Para una mejor comprensión de este planteamiento se presenta la Figura 6.

Es importante mencionar que estos tramos serán de gran utilidad para la realización de la modelación matemática del río Zamora Huayco, ya que permitirán una evaluación detallada de los diferentes puntos críticos y la identificación de posibles soluciones para la mejora de la calidad del agua.

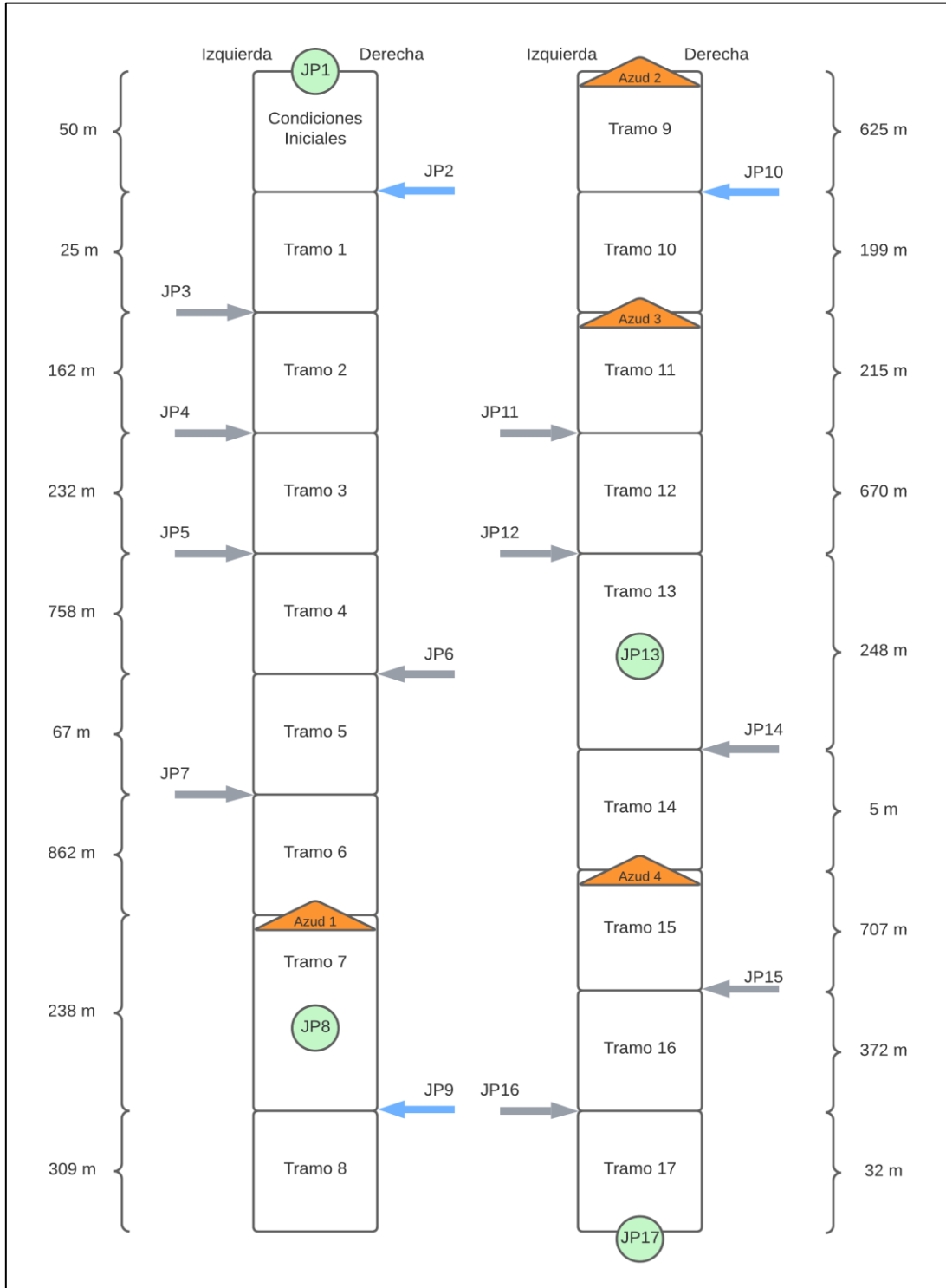
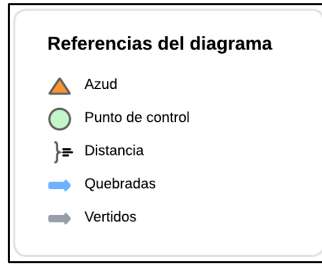


Figura 6. Esquematación y definición de los tramos de modelación en el río Zamora Huayco

6.2.2. Hidráulica de los de los tramos de estudio

Una vez definidos los tramos, el siguiente paso fue obtener los datos hidráulicos del río, que incluyen información sobre la velocidad media del flujo de agua, el ancho del cauce, la profundidad y el caudal. Estos datos son esenciales para poder modelar matemáticamente el comportamiento del río, ya que permiten conocer las características del flujo en cada tramo y las condiciones en las que se encuentra el río en su estado natural. Para obtener una lectura precisa de las variables hidráulicas, como la velocidad, la profundidad y el caudal de cada tramo, se llevaron a cabo mediciones en cada uno de los tramos. Las mismas se realizaron utilizando los equipos y metodologías previamente mencionados. Estos valores representan el promedio de los datos hidráulicos obtenidos a lo largo de las tres campañas de muestreo.

Estos datos, junto con los obtenidos en las caminatas para la línea base, serán utilizados como insumos para la modelación matemática y para la evaluación del impacto de los vertidos en el río Zamora Huayco.

Tabla 17. Datos promedio de la hidráulica por tramo necesarios para la modelación.

Puntos	Tramos	Velocidad (m/s)	Ancho (m)	Profundidad (m)	Caudal (m/s)
JP1	C. Iniciales	0,23	2.00	0,08	0,05189
JP2	Tramo 1	0,15	2.00	0,08	0,10033
JP3	Tramo 2	0,25	2.00	0,09	0,10117
JP4	Tramo 3	0,25	2,50	0,09	0,10147
JP5	Tramo 4	0,25	2,50	0,10	0,10205
JP6	Tramo 5	0,20	2,50	0,10	0,10231
JP7	Tramo 6	0,20	3,50	0,08	0,10534
Azud 1	Tramo 7	0,22	4.00	0,11	0,10534
JP9	Tramo 8	0,20	2,50	0,15	0,16529
Azud 2	Tramo 9	0,20	2,50	0,15	0,16529
JP10	Tramo 10	0,25	3,50	0,12	0,20870
Azud 3	Tramo 11	0,19	2,50	0,12	0,20870
JP11	Tramo 12	0,19	3.00	0,13	0,20968
JP12	Tramo 13	0,20	2.00	0,12	0,21358
JP14	Tramo 14	0,25	2,50	0,15	0,21469
Azud 4	Tramo 15	0,25	2,50	0,13	0,21469
JP15	Tramo 16	0,15	3.00	0,20	0,24288
JP16	Tramo 17	0,12	4.00	0,25	0,25108

6.2.3. Condiciones iniciales

Una vez definidos los tramos y la hidráulica correspondiente de cada uno de ellos, el siguiente paso es establecer las condiciones iniciales para cada tramo, lo cual se logra a través de la aplicación de las ecuaciones de balance de masa. Para brindar una mejor comprensión del proceso a seguir, se presenta en la Figura 7, una representación gráfica del mismo.

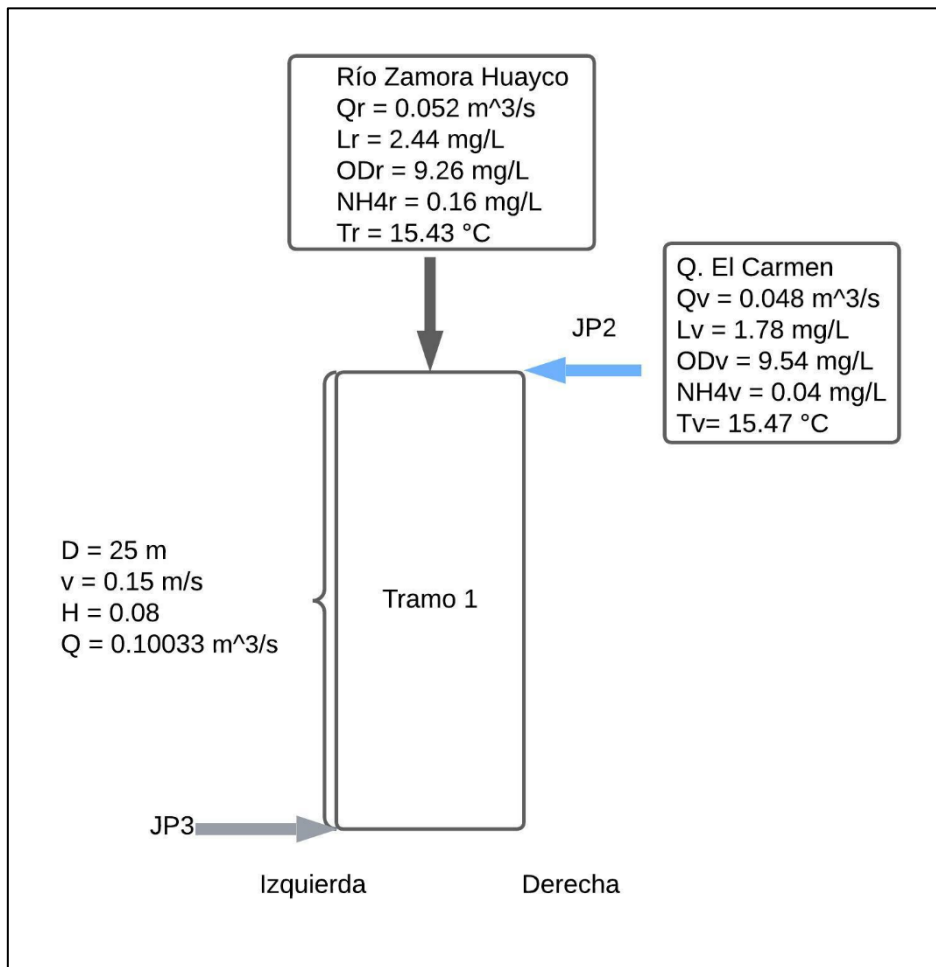


Figura 7. Datos para el balance de masas del Tramo 1, en el río Zamora Huayco

Utilizando la información presentada en la Figura 7, es posible sustituir las variables correspondientes en las ecuaciones de balance de masa para el Tramo 1. Este proceso permitirá obtener las condiciones iniciales de dicho tramo, que son necesarias para llevar a cabo la modelación matemática del río.

- **Balance de DBO:**

$$L_0 = \frac{Q_r * L_r + Q_v * L_v}{Q_r + Q_v}$$

$$L_0 = \frac{0.052 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} * 2.44 \frac{\text{mg}}{\text{L}} + 0.048 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} * 1.78 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{0.052 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} + 0.048 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}}$$

$$L_0 = 2.12 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

- **Balance del NH_4^+ :**

$$[NH_4^+]_0 = \frac{Q_r * [NH_4^+]_r + Q_v * [NH_4^+]_v}{Q_r + Q_v}$$

$$[NH_4^+]_0 = \frac{0.052 \frac{m^3}{s} * 0.16 \frac{mg}{L} + 0.048 \frac{m^3}{s} * 0.04 \frac{mg}{L}}{0.052 \frac{m^3}{s} + 0.048 \frac{m^3}{s}}$$

$$[NH_4^+]_0 = 0,10 \frac{mg}{L}$$

- **Balance de OD:**

$$[O_2]_0 = \frac{Q_r * [O_2]_r + Q_v * [O_2]_v}{Q_r + Q_v}$$

$$[O_2]_0 = \frac{0.052 \frac{m^3}{s} * 9.26 \frac{mg}{L} + 0.048 \frac{m^3}{s} * 9.54 \frac{mg}{L}}{0.052 \frac{m^3}{s} + 0.048 \frac{m^3}{s}}$$

$$[O_2]_0 = 9,39 \frac{mg}{L}$$

- **Balance de Temperatura:**

$$T_0 = \frac{Q_r * T_r + Q_v * T_v}{Q_r + Q_v}$$

$$T_0 = \frac{0.052 \frac{m^3}{s} * 15.43 \text{ °C} + 0.048 \frac{m^3}{s} * 15.47 \text{ °C}}{0.052 \frac{m^3}{s} + 0.048 \frac{m^3}{s}}$$

$$T_0 = 15.45 \text{ °C}$$

Tabla 18: Resultados del balance de masa para el Tramo 1 del río Zamora Huayco

Parámetro	Resultado	Unidad
Q	0.10	m ³ /s
DBO	2.12	mg/l
NH ₄	0.10	mg/l
To	15,45	°C
OD	9,39	mg/l

6.2.4. Constantes cinéticas

Las constantes cinéticas representan las tasas de transformación de los contaminantes en el agua, permiten estimar la velocidad a la que se degradan los contaminantes en el agua, lo que es fundamental para la simulación del proceso de tratamiento natural del agua. En el presente estudio, las constantes cinéticas obtenidas para el Tramo 1 permiten modelar la degradación biológica de la materia orgánica presente en el agua y predecir la evolución de los parámetros de calidad del agua a lo largo del tramo. Los datos de hidráulica anteriormente presentados en la Tabla 17 nos servirán para este cálculo.

- **Constante de desoxigenación de la materia orgánica (k_d)**

$$k_d(20) = 0.3 \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434}$$

$$k_d(20) = 0.3 \left(\frac{0.08}{8} \right)^{-0.434}$$

$$k_d(20) = 0.11 \text{ d}^{-1}$$

- **Constante de nitrificación (k_N)**

Para la constante cinética k_N en la degradación de la materia orgánica en el Tramo 1, se adoptó un valor de 0.1 d^{-1} obtenido de Rivera Gutiérrez, (2016). Debido a la complejidad del cálculo para obtener una constante cinética precisa, se optó por utilizar un valor previamente establecido en la literatura científica.

- **Constante de reaireación (k_a)**

$$k_a(20) = 3.93 \frac{v^{0.5}}{H^{1.5}}$$

$$k_a(20) = 3.93 \frac{0.15^{0.5}}{0.08^{1.5}}$$

$$k_a(20) = 0.23 \text{ d}^{-1}$$

6.2.5. Corrección de las constantes cinéticas por temperatura

Para mejorar la precisión del Modelo 1 y lograr una mejor aproximación a las condiciones reales, se llevó a cabo una corrección de las constantes cinéticas por temperatura. Para ello se utilizó la temperatura obtenida en el balance y se tuvieron en cuenta las constantes de ajuste establecidas en la literatura, conocidas como " θ ". Esta corrección permitió obtener valores más precisos de las constantes cinéticas para cada uno de los tramos, lo que a su vez contribuyó a una mayor precisión en las simulaciones del modelo.

De esta forma tenemos:

- **Corrección por temperatura de la constante de desoxigenación**

$$k_d(T) = k_d(20) * \theta^{(T-20)}$$

$$k_d(15.45) = 0.11 * 1.047^{(15.45-20)}$$

$$k_d(15.45) = 0.09 d^{-1}$$

- **Corrección por temperatura de la constante de nitrificación**

$$k_N(T) = k_N(20) * \theta^{(T-20)}$$

$$k_N(T) = 0.1 * 1.08^{(15.45-20)}$$

$$k_N(15.45) = 0.08 d^{-1}$$

- **Corrección por temperatura de la constante de reaireación**

$$k_a(T) = k_a(20) * \theta^{(T-20)}$$

$$k_a(T) = 0.23 * 1.024^{(15.45-20)}$$

$$k_a(15.45) = 0.19 d^{-1}$$

6.2.6. Cálculo de las constantes de semisaturación

En términos simples, las constantes de semisaturación son la concentración mínima de un sustrato necesaria para mantener una tasa de reacción específica en una velocidad máxima.

- k_s

$$k_s = -\frac{k_d}{2} * L$$

$$k_s = -\frac{0.09}{2} * 2.12 \frac{mg}{L}$$

$$k_s = -0.12 d^{-1}$$

- k_{sN}

$$k_{sN} = -\frac{k_N}{2} * NH_4$$

$$k_{sN} = -\frac{0.1}{2} * 0.10 \frac{mg}{L}$$

$$k_{sN} = -0.005 d^{-1}$$

Tabla 19. Resultados para las constantes cinéticas y de semisaturación para los 17 tramos modelados

Tramo	P	R (d ⁻¹)	Tramo	P	R (d ⁻¹)	Tramo	P	R (d ⁻¹)
	k _d	0,09		k _d	0,08		k _d	0,08
	k _a	0,19		k _a	0,14		k _a	0,12
Tramo 1	k _N	0,08	Tramo 7	k _N	0,08	Tramo 13	k _N	0,08
	k _s	-0,12		k _s	-0,19		k _s	-0,54
	k _{sN}	-0,01		k _{sN}	-0,01		k _{sN}	-0,03

	k_d 0,09		k_d 0,06		k_d 0,07
	k_a 0,2		k_a 0,06		k_a 0,1
Tramo 2	k_N 0,08	Tramo 8	k_N 0,08	Tramo 14	k_N 0,08
	k_s -0,17		k_s -0,13		k_s -0,60
	k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,04
	k_d 0,09		k_d 0,07		k_d 0,09
	k_a 0,24		k_a 0,08		k_a 0,25
Tramo 3	k_N 0,08	Tramo 9	k_N 0,08	Tramo 15	k_N 0,08
	k_s -0,19		k_s -0,15		k_s -0,79
	k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,04
	k_d 0,08		k_d 0,08		k_d 0,06
	k_a 0,17		k_a 0,13		k_a 0,05
Tramo 4	k_N 0,08	Tramo 10	k_N 0,08	Tramo 16	k_N 0,08
	k_s -0,18		k_s -0,25		k_s -1,82
	k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,15
	k_d 0,08		k_d 0,08		k_d 0,06
	k_a 0,15		k_a 0,12		k_a 0,03
Tramo 5	k_N 0,08	Tramo 11	k_N 0,08	Tramo 17	k_N 0,08
	k_s -0,18		k_s -0,25		k_s -1,61
	k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,15
	k_d 0,09		k_d 0,08		
	k_a 0,19		k_a 0,1		
Tramo 6	k_N 0,08	Tramo 12	k_N 0,08		
	k_s -0,22		k_s -0,24		
	k_{sN} -0,01		k_{sN} -0,01		

P: Parámetro R: Resultado

6.2.7. Cálculo del oxígeno de saturación

El oxígeno de saturación es la cantidad máxima de oxígeno que puede disolverse en el agua a una determinada temperatura y presión atmosférica. Este valor de saturación depende principalmente de la temperatura y la presión.

$$\ln[O_2] = -139.34411 + \frac{1.575701 * 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 * 10^7}{T_a^2} + \frac{1.243800 * 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 * 10^{11}}{T_a^4} \quad (47)$$

$$\ln[O_2] = -139.34411 + \frac{1.575701 * 10^5}{15.45} - \frac{6.642308 * 10^7}{15.45^2} + \frac{1.243800 * 10^{10}}{15.45^3} - \frac{8.621949 * 10^{11}}{15.45^4}$$

$$[O_2] = 9.99 \frac{mg}{l}$$

Corregido por altitud:

$$[O_2]_{sat, z} = [O_2]_{sat, 0} e^{\frac{-z}{8200}} \quad (48)$$

$$[O_2]_{sat, z} = 9.99 e^{\frac{-2166}{8200}}$$

$$[O_2]_{sat, z} = 7.67 \frac{mg}{l}$$

Con todo esto, se pudo formular las ecuaciones de modelamiento para el primer tramo, las cuales dependen de la distancia.

6.2.8. Modelación de DBO NH_4^+ y OD

Se utilizó el método numérico de Euler para resolver las ecuaciones de modelado, donde x y x_0 son el incremento de distancia en metros. En particular, la ecuación para la DBO fue expresada de la siguiente manera en el modelo:

- **DBO**

$$L_x = L_o + (x - x_0) \frac{1}{v} \left[-k_d \theta^{T-20} * L_o * \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \right] \quad (49)$$

$$L_x = 2.12 + (55 - 50) \frac{1}{\frac{0.15}{86400}} \left[-0.09 * 2.12 * \frac{9.39}{-0.12 + 9.39} \right]$$

- **NH_4^+**

$$NH4_x = NH4_o + (x - x_o) \frac{1}{v} \left[-NH4 * K_N \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_{SN} + [O_2]} \right] \quad (50)$$

$$NH4_x = 0.10 + (55 - 50) \frac{1}{\frac{0.15}{86400}} \left[0.10 * 0.08 * \frac{9.39}{-0.005 + 9.39} \right]$$

- **OD**

$$[O_2]_x = [O_2]_o + (x - x_o) \frac{1}{v} + (-k_d \theta^{T-20} * L_o \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]}) + (k_a \theta^{T-20} ([O_2]_{sat} - [O_2])) * -aN \left(k_N \theta^{T-20} * NH_4 * \frac{[O_2]}{k_{SN} + [O_2]} \right) \quad (51)$$

$$[O_2]_x = 9.39 + (55 - 50) \frac{1}{\frac{0.15}{86400}} + (-0.09 * 2.12 \frac{9.39}{-0.12 + 9.39} + (0.19(7.67 - 9.39)) * -4.2 (0.08 * 0.10 * \frac{9.39}{-0.005 + 9.39}))$$

Con las ecuaciones antes presentadas y reemplazadas por sus valores correspondientes aplicadas en un incremento de 5 metros se obtuvo los siguientes resultados presentados en la Tabla 20.

Tabla 20. Resultados para la modelación de DBO, NH4 y OD en el Tramo 1 del río Zamora Huayco

Tramo 1			
Distancia (m)	DBO (mg/L)	NH4+ (mg/L)	OD (mg/L)
50	2,12185	0,10367	9,39440
55	2,12177	0,10367	9,39466
60	2,12170	0,10366	9,39492
65	2,12162	0,10366	9,39518
70	2,12155	0,10366	9,39544
75	2,12147	0,10365	9,39569

Los resultados obtenidos en el modelo para el Tramo 1 se utilizarán como condiciones iniciales para el Tramo 2. De esta forma, se aplicará el modelo a cada uno de los 17 tramos, utilizando como condiciones iniciales los resultados del tramo anterior, hasta llegar al tramo final. Esto permitirá realizar un balance y obtener una aproximación más precisa de la calidad del agua en el río Zamora Huayco a lo largo de su recorrido.

6.2.9. Modelo de OD en tramos comprendidos por un azud

También se tuvo en cuenta la influencia de los azudes en el proceso de reaeración, para la cual se utilizó los siguientes datos y la siguiente fórmula en los Tramos 7, 9, 11 y 15:

Tabla 21. Datos de los azudes encontrados a lo largo de río Zamora Huayco

Punto	Ubicación	Contaminación del agua	Tipo de azud	Altura (m)
Azud 1	1956	Limpia	Cara plana de cresta ancha y pendiente recta	0,4
Azud 2	2703	Limpia	Paso regular plano de cresta	6
Azud 3	3527	Limpia	Cara vertical de cresta afilada	5
Azud 4	4665	Moderada	Cara vertical de cresta afilada	0,8

De esta forma la ecuación para la influencia de un azud se calcula del siguiente modo:

$$\text{Azud 1} \frac{[O_2]_{sat} - [O_2]_a}{[O_2]_{sat} - [O_2]_b} = \frac{D_a}{D_b} = r = 1 + 0.38 abh (1 - 0.11h)(1 + 0.046T) \quad (52)$$

$$\text{Azud 1} \frac{[O_2]_{sat} - [O_2]_a}{[O_2]_{sat} - [O_2]_b} = \frac{D_a}{D_b} = r$$

$$= 1 + 0.38 * 1.8 * 0.75 * 0.4 (1 - 0.11 * 0.4)(1 + 0.046 * 15.5)$$

$$\text{Azud 1} \frac{[O_2]_{sat} - [O_2]_a}{[O_2]_{sat} - [O_2]_b} = \frac{D_a}{D_b} = r = 1.39009$$

Tabla 22. Resultados de r en la presencia de azudes del río Zamora Huayco

Punto	r	Unidades
Azud 1	1,33604411	mg/l
Azud 2	2,68269569	mg/l
Azud 3	3,16145422	mg/l

Los valores de r obtenidos modifican la ecuación del oxígeno del modelo, pues actúan en un proceso de reaireación de las aguas. En presencia de azudes la ecuación de oxígeno quedaría de la siguiente manera:

$$\begin{aligned}
 [O_2]_x = [O_2]_o + (x - x_o) \frac{1}{v} + (-k_d \theta^{T-20} * L_o \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} + \left(k_a \theta^{T-20} \left([O_2]_{sat} - \frac{D_a}{r} \right) \right) \\
 * -aN \left(k_N \theta^{T-20} * NH_4 * \frac{[O_2]}{k_{SN} + [O_2]} \right) \quad (53)
 \end{aligned}$$

6.2.10. Simulación de la DBO en el río Zamora Huayco con el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw

De acuerdo al análisis realizado aplicando la Ecuación 49 del Modelo 1 y las ecuaciones 7 y 8 del modelo QUAL2Kw, se ha encontrado que la concentración de DBO aumenta a partir del vertido JP12, ubicado en el metro 4412 del río Zamora Huayco, y alcanza un valor máximo en el punto JP15, ubicado en el metro 5372 lo que indica una alta carga orgánica presente en estos puntos de vertido. Es importante destacar que el modelo utilizado para simular la concentración de DBO a lo largo del río ha sido calibrado cuidadosamente. Como resultado de esta calibración, los valores obtenidos en la simulación se aproximan estrechamente a los medidos en los puntos de control. Por lo tanto, no se observa una diferencia significativa entre los puntos de control y los datos modelados.

Esto refuerza la precisión y fiabilidad de nuestro modelo, permitiéndonos obtener una representación más precisa de la realidad y facilitando la identificación de áreas con alta carga orgánica.

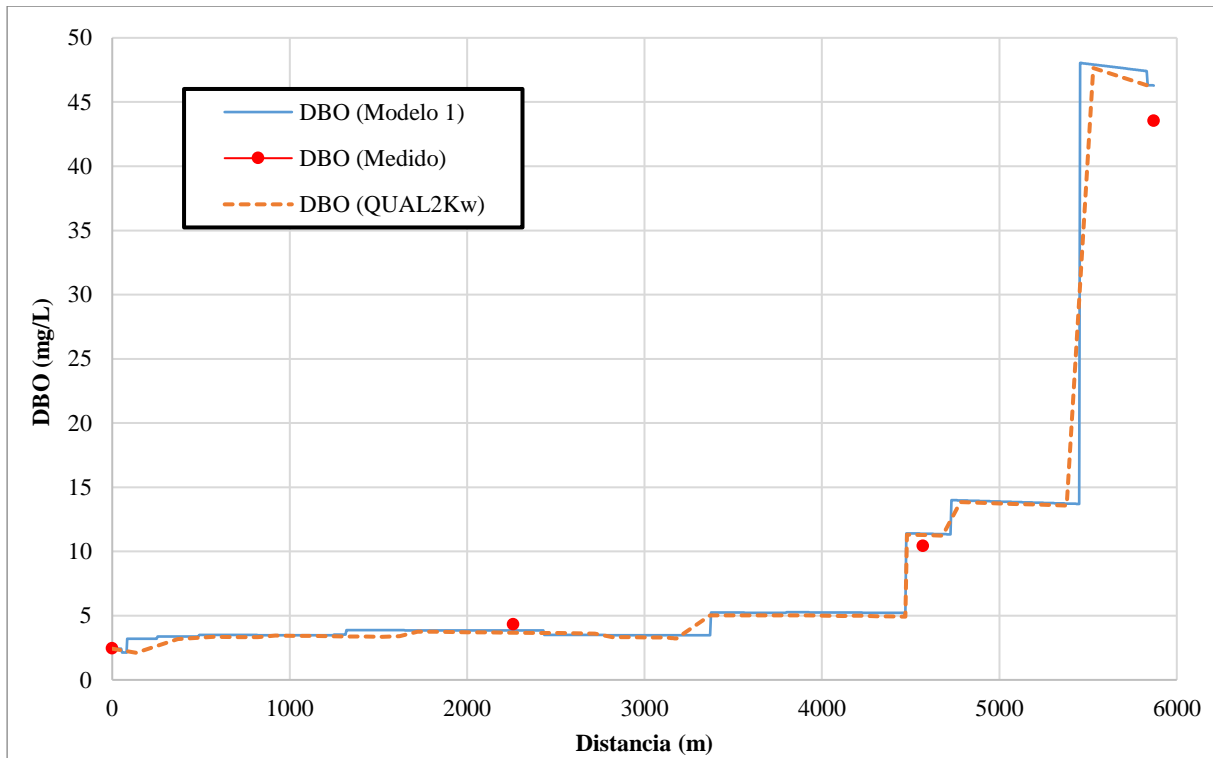


Figura 8. Comparación del perfil DBO generado por el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw

La Figura 8 ilustra que la concentración simulada de DBO del Modelo 1 alcanza un valor máximo de 48.05 mg/L en el punto JP15, y al descargar sus aguas al río Malacatos, la concentración disminuye a 46.29 mg/L, lo que podría ser causado por el aporte del punto JP16. En contraste, la concentración máxima de DBO simulada por el modelo QUAL2Kw es de 47.65 mg/L en el punto JP15, y disminuye a 46.13 mg/L en su descarga al río Malacatos. Se observa una gran similitud en los perfiles de DBO generados por ambos modelos, lo que respalda la confiabilidad del Modelo 1 generado para este estudio, en comparación con un modelo ampliamente reconocido y utilizado como el QUAL2Kw.

6.2.11. Simulación del nitrógeno amoniacal en el río Zamora Huayco con el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw

En el modelo del Amonio del río Zamora Huayco aplicando la Ecuación 50 del Modelo 1 y las ecuaciones 7 y 8 del modelo QUAL2Kw, se observó que la concentración de N amoniacal aumenta a partir del vertido JP12, ubicado en el metro 4412, y alcanza su máxima concentración en el vertido JP15, ubicado en el metro 5372.

Es relevante mencionar que este modelo ha sido calibrado de manera rigurosa. Como resultado de esta calibración, los valores obtenidos en la simulación se alinean estrechamente con los medidos en los puntos de control. Por lo tanto, no se aprecia una diferencia significativa entre los puntos de control y los datos modelados.

Esto nos permite obtener una representación más precisa de la realidad y facilitando la identificación de áreas con alta concentración de N amoniacal.

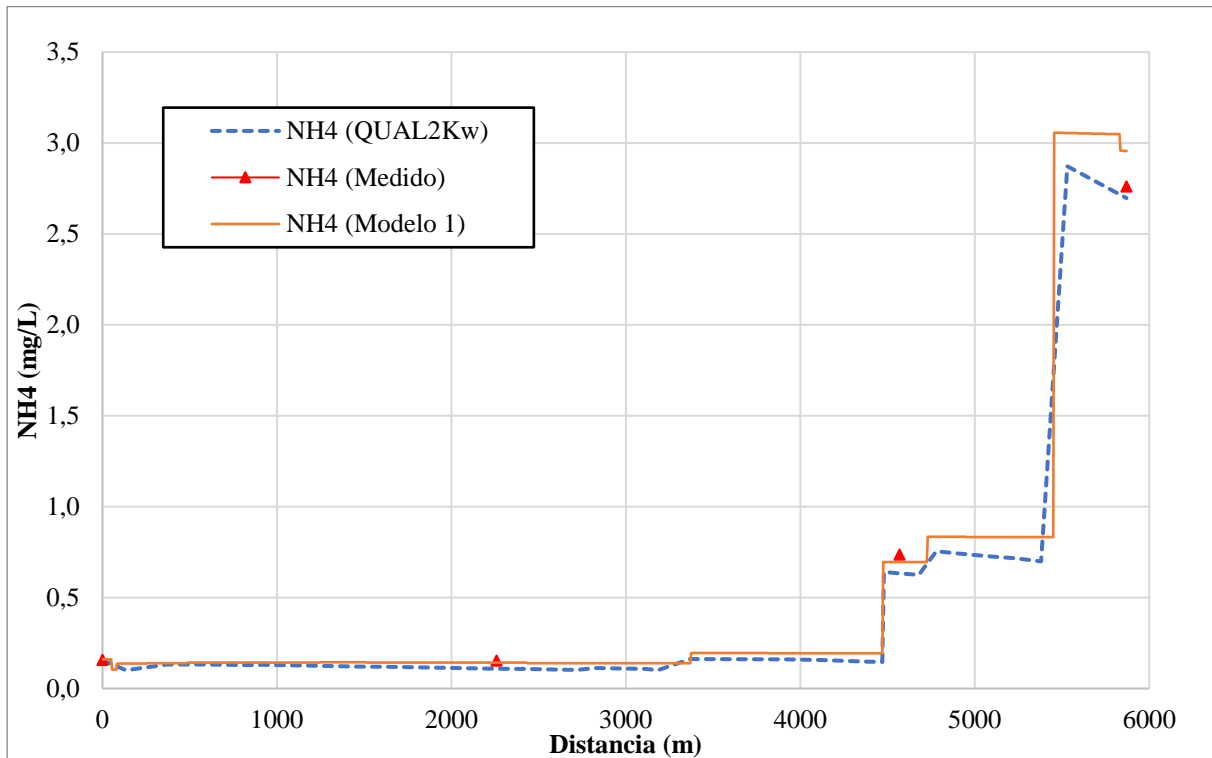


Figura 9. Comparación del perfil NH4 generado por el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw

La figura 9 muestra la concentración de NH4+ simulada por el Modelo 1 la cual alcanza su máximo en el punto de vertido JP15, llegando a 3.06 mg/L, y descarga sus aguas al río Malacatos con una concentración de 2.96 mg/L. Por otro lado, el modelo QUAL2Kw muestra una concentración máxima de NH4+ de 2.87 mg/L, y en el punto de descarga presenta una concentración de 2.75 mg/L. Como se puede observar en la gráfica, el perfil simulado de NH4+ es bastante similar en ambos modelos.

6.2.12. Simulación del OD en el río Zamora Huayco con el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw

Los resultados del modelo de Oxígeno Disuelto (OD) en el río Zamora Huayco, aplicando la Ecuación 51 del Modelo 1 y las ecuaciones 7 y 8 del modelo QUAL2Kw, muestran que la concentración de OD experimenta variaciones significativas a lo largo del río. Se observa un incremento en la concentración de OD en los puntos de vertido de la quebrada El Carmen (JP2) y la quebrada Mendieta (en el metro 2394). Sin embargo, en el punto JP12 (ubicado en el metro 4412) se registra una disminución en la concentración de OD. La mayor disminución se encuentra en el punto JP15 (ubicado en el metro 5372), donde se registra una baja concentración de OD.

Es importante mencionar que este modelo ha sido calibrado de manera rigurosa. Como resultado de esta calibración, los valores obtenidos en la simulación se alinean estrechamente con los medidos en los puntos de control. Por lo tanto, no se aprecia una diferencia significativa entre los puntos de control y los datos modelados.

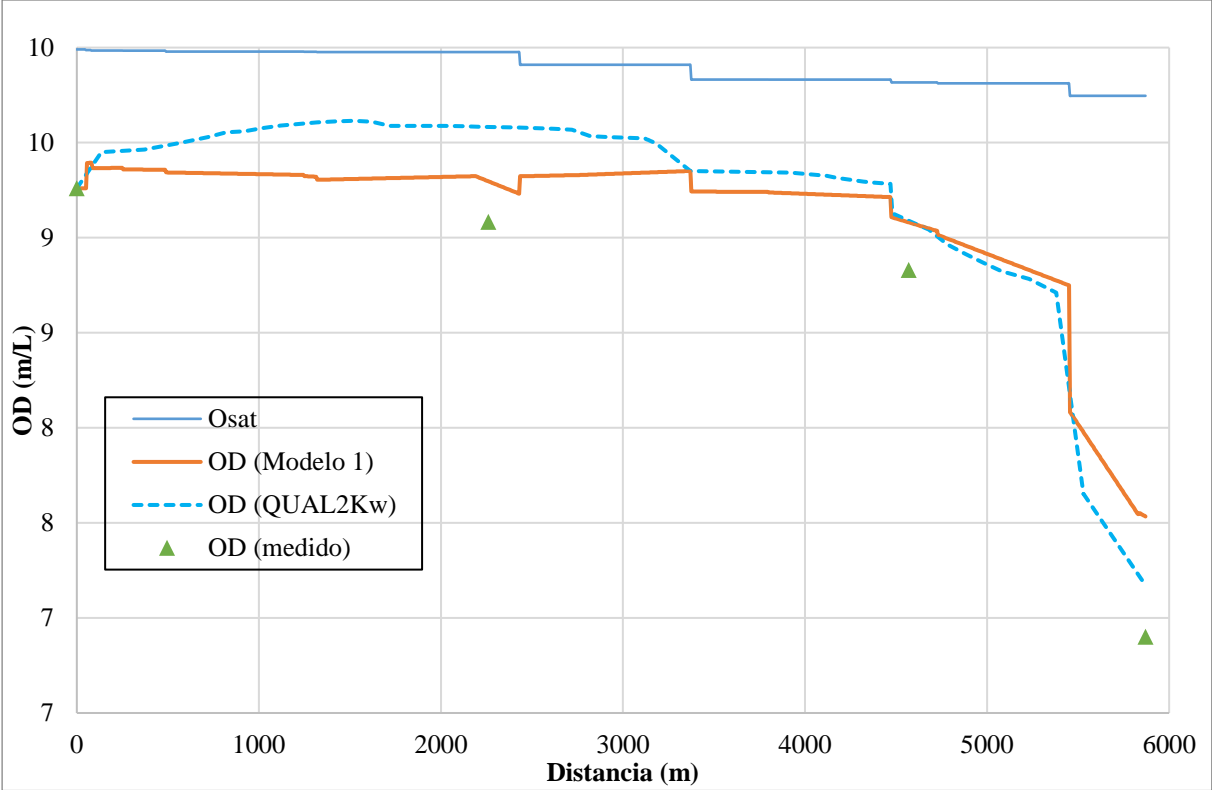


Figura 10. Comparación del perfil OD generado por el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw

La figura 10 muestra la concentración mínima de oxígeno en el río Zamora Huayco, según el Modelo 1 calibrado, es de 7.53 mg/L, la cual se encuentra en el punto final de descarga al río Malacatos. De manera similar, en el modelo QUAL2Kw, el valor mínimo de OD se encuentra en la descarga al río Malacatos con una concentración de 7.17 mg/L. Además, la figura muestra una gran similitud entre los datos modelados por ambos modelos, lo que respalda la fiabilidad del Modelo 1 generado para este estudio.

6.3. Exactitud del Modelo 1

Se determinó la exactitud del modelo mediante la comparación de los puntos de verificación tomados en el río Zamora Huayco con los datos generados por el modelo. El error entre el modelo y el promedio de los puntos de control fue calculado para evaluar la exactitud del modelo. Sin embargo, se identificaron zonas problemáticas, especialmente a partir del punto JP14, donde se observó una alta concentración de DBO y NH₄ y una disminución significativa de OD. Para reducir el error entre los datos generados por el modelo y los medidos en campo a partir de este punto, se realizó una calibración de las constantes cinéticas (k_d , k_a y k_N), considerando los rangos típicos de estas constantes para cuerpos de agua como los ríos.

6.3.1. Análisis de sensibilidad

Durante el análisis de sensibilidad se realizaron modificaciones en las constantes k_d , k_s , k_a , k_N , k_s y k_{SN} por separado, aumentando y disminuyendo un 10% su valor original, con el objetivo de evaluar su influencia en el modelo matemático. El análisis reveló que las constantes k_d y k_N son determinantes en los resultados de las variables DBO, NH₄ y OD influyendo un 0.00973% en caso de la k_d y un 0.00472% en caso de la k_N . Estas constantes son críticas para el modelo y su ajuste preciso es esencial para una representación fidedigna del comportamiento del río. Sin embargo, la constante k_a también puede ser modificada para ajustar el modelo en zonas problemáticas.

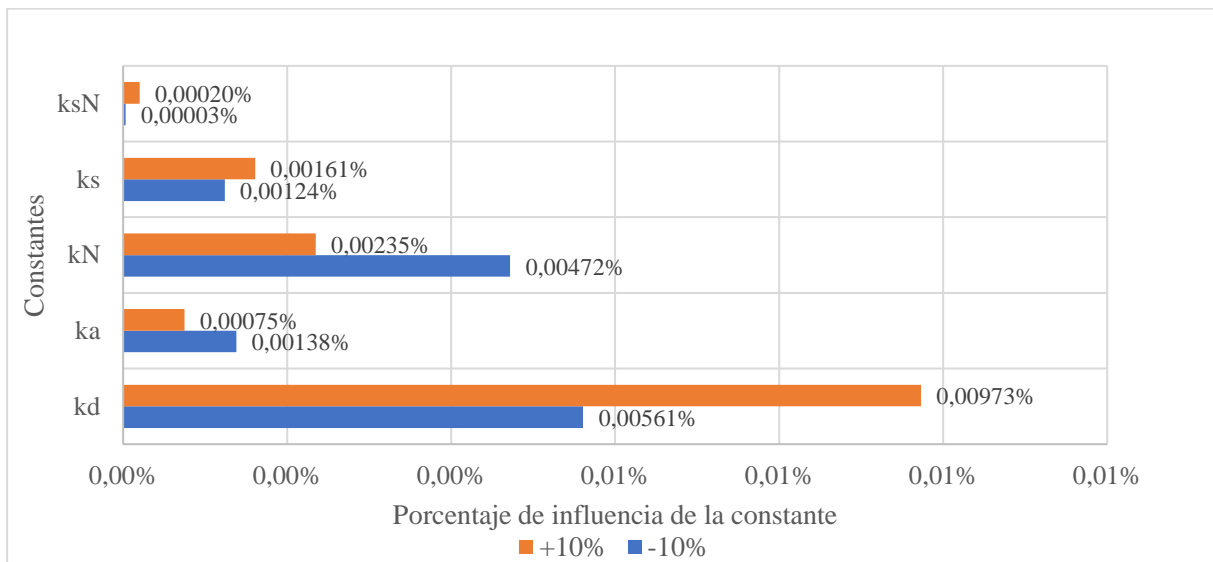


Figura 11. Resultados del análisis de sensibilidad para las constantes cinéticas k_d , k_a , k_N , k_{SN} y k_s

6.3.2. Constantes cinéticas calibradas

A continuación, se presenta una tabla que compara las constantes cinéticas originales y las calibradas del modelo generado para esta tesis. Esta tabla proporciona una visión clara de cómo se han ajustado las constantes cinéticas durante el proceso de calibración del modelo.

Tabla 23. Comparación entre las constantes cinéticas k_d , k_N y k_a calibradas y sin calibrar

Tramo	P	R (d ⁻¹)	RC (d ⁻¹)	Tramo	P	R (d ⁻¹)	RC (d ⁻¹)
Tramo 1	k_d	0,09	0,09	Tramo 10	k_d	0,08	0,15
	k_a	0,19	0,19		k_a	0,13	0,13
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,25
Tramo 2	k_d	0,09	0,15	Tramo 11	k_d	0,08	0,15
	k_a	0,2	0,10		k_a	0,12	0,12
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,08
Tramo 3	k_d	0,09	0,30	Tramo 12	k_d	0,08	0,25
	k_a	0,24	0,10		k_a	0,1	0,12
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,08
Tramo 4	k_d	0,08	0,35	Tramo 13	k_d	0,08	0,45
	k_a	0,17	0,24		k_a	0,12	0,12
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,08
Tramo 5	k_d	0,08	0,37	Tramo 14	k_d	0,07	0,31
	k_a	0,15	0,13		k_a	0,1	0,08
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,08
Tramo 6	k_d	0,09	0,10	Tramo 15	k_d	0,09	0,58
	k_a	0,19	0,10		k_a	0,25	0,10
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,09
Tramo 7	k_d	0,08	0,10	Tramo 16	k_d	0,06	0,35
	k_a	0,14	0,14		k_a	0,05	0,06
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,09
Tramo 8	k_d	0,06	0,10	Tramo 17	k_d	0,06	0,10
	k_a	0,06	0,09		k_a	0,03	0,05
	k_N	0,08	0,08		k_N	0,08	0,09
Tramo 9	k_d	0,07	0,10				
	k_a	0,08	0,07				
	k_N	0,08	0,10				

P: Parámetro **R:** Resultado **RC:** Resultado Calibrado

6.3.3. Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) y Error de raíz cuadrada media (RMSE) para el modelo generado y el modelo QUAL2Kw

Se utilizó el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe para evaluar el desempeño de los modelos. Este coeficiente compara la varianza del error del modelo con respecto a la varianza de los datos observados, y proporciona un valor entre -infinito y 1, donde 1 indica una coincidencia perfecta entre los datos observados y el modelo. De esta manera, se pudo cuantificar el grado de ajuste del modelo a los datos experimentales y determinar si las constantes y parámetros calibrados eran adecuados para la simulación de la calidad del agua en el río Zamora Huayco los mismos se observan en la Tabla 22, 23 y 24.

Se utilizó el Root Mean Square Error (RMSE) para evaluar el desempeño de los modelos de calidad del agua del río Zamora Huayco. El RMSE es una medida de discrepancia entre los valores medidos y los valores predichos por el modelo. Es una de las herramientas más comúnmente utilizadas para medir la precisión de un modelo y se expresa en las mismas unidades que la variable de interés. En este caso, se calcularon los valores de RMSE para tres variables: la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), el Amonio (NH₄) y el Oxígeno Disuelto (OD), con el objetivo de determinar la capacidad del modelo para predecir estas variables.

Tabla 24. Resultados del NSE y RMSE para el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw para el DBO

Modelo 1				
Punto	Distancia (m)	DBO Observado (mg/L)	DBO Simulado (mg/L)	
JP1	0	2,44	2,44	
JP8	2156	4,33	3,85	
JP13	4519	10,44	11,39	
JP17	5776	43,55	46,29	
NSE			0,9922	
RMSE			1,4711	
Modelo QUAL2Kw				
Punto	Distancia (m)	DBO Observado (mg/L)	DBO Simulado (mg/L)	
JP1	0	2,44	2,44	
JP8	2156	4,33	3,69	
JP13	4519	10,44	11,30	
JP17	5776	43,55	46,13	
NSE			0,9929	
RMSE			1,3984	

El modelo QUAL2Kw y el Modelo 1 presentan un rendimiento similar en términos de la simulación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Sin embargo, el modelo QUAL2Kw muestra un rendimiento ligeramente superior al Modelo 1. Esta ligera diferencia

puede atribuirse al tipo de calibración que utiliza el modelo QUAL2Kw, que permite un ajuste más preciso de las constantes cinéticas.

Además, el modelo QUAL2Kw puede considerar una gama más amplia de parámetros en su simulación, lo que podría contribuir a su mayor precisión. A pesar de esta ventaja, es importante tener en cuenta que la complejidad adicional del modelo QUAL2Kw puede requerir más tiempo y recursos para su calibración y validación en comparación con un modelo más simple como el Modelo 1. Por lo tanto, la elección del modelo a utilizar puede depender del equilibrio entre la precisión deseada y los recursos disponibles para la calibración del modelo.

Tabla 25. Resultados del NSE y RMSE para el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw para el NH4.

Modelo 1			
Punto	Distancia (m)	NH4 Observado (mg/L)	NH4 Simulado (mg/L)
JP1	0	0,16	0,16
JP8	2156	0,15	0,14
JP13	4519	0,74	0,70
JP17	5776	2,76	2,96
NSE			0,9912
RMSE			0,1002
Modelo QUAL2Kw			
Punto	Distancia (m)	NH4 Observado (mg/L)	NH4 Simulado (mg/L)
JP1	0	0,16	0,16
JP8	2156	0,15	0,11
JP13	4519	0,74	0,64
JP17	5776	2,76	2,75
NSE			0,9976
RMSE			0,0520

El Modelo 1 y el modelo QUAL2Kw, muestran un buen rendimiento en la predicción del NH4. Sin embargo, el modelo QUAL2Kw presenta un ajuste ligeramente superior. Esto podría deberse a la capacidad del modelo QUAL2Kw para considerar una gama más amplia de parámetros y procesos en su cálculo. Sin embargo, la elección del modelo más adecuado puede depender de los objetivos específicos del estudio y de las características del sistema que se está modelando.

Tabla 26. Resultados del NSE y RMSE para el Modelo 1 y el Modelo QUAL2Kw para el OD

Modelo 1			
Punto	Distancia (m)	OD Observado (mg/L)	OD Simulado (mg/L)
JP1	0	9,26	9,26
JP8	2156	9,08	9,30
JP13	4519	8,83	9,08
JP17	5776	6,73	7,53
NSE			0,81950
RMSE			0,43251
Modelo QUAL2Kw			
Punto	Distancia (m)	OD Observado (mg/L)	OD Simulado (mg/L)
JP1	0	9,26	9,26
JP8	2156	9,08	9,73
JP13	4519	8,83	8,96
JP17	5776	6,73	7,17
NSE			0,8862
RMSE			0,3434

En cuanto al oxígeno disuelto (OD), el modelo QUAL2Kw presenta un ajuste o rendimiento superior al Modelo 1. De las tres variables modeladas, el OD presentó la menor similitud entre los datos observados y simulados. Esto puede deberse a varios factores como la complejidad del proceso de reaireación y consumo de OD.

Para el Modelo 1, se obtuvo un coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0.82, lo que indica un ajuste muy bueno entre los datos observados y modelados. Además, se obtuvo un error cuadrático medio (RMSE) de 0.43 mg/L, lo que sugiere que la discrepancia entre los datos observados y modelados no es alta.

Por otro lado, para el modelo QUAL2Kw, se obtuvo un NSE de 0.89, lo que también indica un ajuste muy bueno. El RMSE para este modelo fue de 0.34 mg/L, lo que indica una baja discrepancia entre los datos modelados y observados.

Estos resultados sugieren que ambos modelos tienen un buen rendimiento, aunque el modelo QUAL2Kw muestra una ligera ventaja en términos de la precisión de la simulación.

7. Discusión

Los resultados obtenidos de la evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco indican que el río está sufriendo un deterioro debido a la descarga de aguas residuales, que, según Taillardat et al., (2020) son la principal fuente de contaminación de un cuerpo de agua superficial. Este aumento en las descargas de aguas residuales puede ser atribuido a la creciente urbanización en la zona de estudio, la cual genera más presión sobre los recursos hídricos (M. Zhang et al., 2022).

Se detectaron algunos vertidos de aguas residuales con altos valores de conductividad, DQO, DBO, NH₄ y bajos valores de OD, los cuales no cumplen con los límites máximos permisibles propuestos en el TULSMA (MAE, 2015), esto es preocupante, ya que la alta presencia de contaminantes puede tener efectos negativos en la salud pública (Methneni et al., 2021) y el medio ambiente (Hassan Abba et al., 2023).

La conductividad por sí sola no es un indicador de la contaminación del agua, pues los altos valores pueden deberse a la disolución de minerales (Rembert et al., 2020) sin embargo, su monitoreo junto con otros parámetros puede resultar de utilidad para la evaluación de la calidad del agua, es así que junto con los resultados In Situ como la concentración de OD, temperatura, salinidad y pH, evaluó de forma temprana la posible mala calidad de los vertidos JP3, JP4, JP12, JP14 y JP15, pues presentaron valores bajos de OD, alta temperatura y altos valores de conductividad. Estos puntos están ubicados cerca de la comunidad del Carmen y en la zona céntrica de la ciudad, por lo que se trata de vertidos de agua residual urbana.

Los vertidos JP12, JP14, JP15 y JP16 mostraron valores de temperatura elevados en comparación con la temperatura del cuerpo receptor. Esta situación podría tener implicaciones importantes en la velocidad de las reacciones químicas y biológicas, así como en la capacidad de disolución de oxígeno (Cirelli, 2012). Además, estos vertidos fueron los únicos con valores de salinidad, lo que puede ser una evidencia de que se tratan de aguas residuales domésticas. Según Cusiche y Miranda, (2019) los vertidos de aguas residuales domésticas e industriales pueden aumentar la concentración de sales disueltas en el agua, lo que afecta a su calidad y a la vida acuática. Aunque no se encontraron efectos en el río Zamora Huayco, la presencia de bajos valores de salinidad puede ser un indicador de la naturaleza del vertido.

Los resultados de DQO y DBO₅ llevados a cabo en el laboratorio presentaron altos valores en los puntos JP3, JP12, JP14 y JP15, que según Ali Abed et al., (2019), pueden estar relacionados con una contaminación severa con sustancias orgánicas biodegradables y sustancias tóxicas inorgánicas. Para los datos faltantes de DBO₅, cabe mencionar que el resultado de la relación DBO₅/DQO presentó un valor de 0.6665 el cual se encuentra próximo

al valor esperado de 0.67 según lo demostrado por los estudios de Alewi et al., (2021) y Cossu et al., (2012), lo cual sugiere que los datos obtenidos son confiables. Los resultados altos DBO indican una presencia significativa de contaminantes orgánicos en el agua, el cual se relacionan con la cantidad de oxígeno disuelto consumido en procesos químicos y biológicos de oxidación (Montes, 2016).

En cuanto al nitrógeno amoniacal, se encontraron concentraciones elevadas en los puntos JP3, JP12, JP14 y JP15, lo que puede contribuir a la eutrofización del agua y a la reducción del OD disponible (Maharjan et al., 2020). Aunque todos los vertidos cumplen con los límites máximos permisibles del TULSMA, estas descargas pueden tener un impacto negativo en las aguas del río Zamora Huayco. Por lo tanto, es importante monitorear los niveles de NH_4 para mantener la calidad del agua del río ZH.

La aplicación de la modelación matemática, permitió generar ecuaciones que describen la relación entre la morfología del cauce y la concentración de los parámetros analizados. El modelo integró varias variables ambientales como la temperatura, altitud, concentración de OD y la presencia de contaminantes, estableciendo una representación numérica de la dinámica de los procesos hidrológicos y bioquímicos que ocurren en el río, permitiendo así una mejor comprensión del estado actual.

El Modelo 1 de DBO permitió la identificación de áreas en que la concentración de DBO empieza a subir en el río a partir de los puntos JP12, JP14 y JP15, que tienen concentraciones elevadas de DBO, además de un caudal considerable, este tipo de descargas de aguas residuales con una alta concentración pueden tener un efecto negativo en las aguas de un río (Susilowati et al., 2018). Sin embargo, el río Zamora Huayco no cumple con límites máximos permisibles para la DBO en cuerpos de agua dulce establecidos por el TULSMA, en su descarga al río Malacatos.

El Modelo 1 del nitrógeno amoniacal logró representar de una manera aceptable la variación de su concentración en el río. Sin embargo, se presentaron ciertas inconsistencias para simular el aumento de la concentración de amonio en los tramos finales del río, lo cual podría estar relacionado con más parámetros que afectan la concentración de amonio, los cuales no fueron evaluados en este estudio.

El Modelo 1 de OD presentó una buena similitud con los datos obtenidos en campo, lo que indica que el modelo es capaz de representar la variabilidad de la concentración de OD en el río. Se observó que en la zona céntrica la concentración de oxígeno disminuye considerablemente, lo que indica una mayor carga contaminante en el río, lo que provoca un consumo de oxígeno por la descomposición de la materia orgánica, la nitrificación y la

respiración acuática los cuales actúan como los principales sumideros de OD (Loucks y van Beek, 2017). La modelación matemática del OD fue muy importante pues el mismo es uno de los indicadores más utilizados para evaluar el impacto de la contaminación por vertidos de agua residuales a los ríos (Basant et al., 2010; Wen et al., 2013). Una baja concentración de OD se correlaciona con una elevada temperatura y una elevada concentración de materia orgánica (Dębska et al., 2021).

La calibración de las constantes cinéticas fue un paso esencial para mejorar la precisión del Modelo 1, la metodología usada de ensayo y error permitió obtener una buena estimación de las constantes (k_d , k_a , k_N), sin embargo, para mejorar esta metodología se podrían aplicar otros métodos como los presentados en Liu et al., (2007) y Nakamura et al., (2019). La necesidad de calibrar este modelo surgió del hecho de que un modelo matemático es una representación simplificada de una realidad compleja (Wainwright & Mulligan, 2015), como los procesos que ocurren en un río. Por lo tanto, para que el modelo sea preciso y útil, debió ser calibrado adecuadamente.

El Modelo 1 reveló áreas problemáticas en los tramos finales del río, donde las descargas de aguas residuales contribuyen con una alta carga orgánica. En estos puntos, fue necesario incrementar el valor de k_d , ya que, según Chapra, (1997) el coeficiente de desoxigenación se incrementa inmediatamente después de un vertido con alta carga contaminante. Mediante este método, se llevó a cabo un análisis detallado de la calidad del agua en el río Zamora Huayco, ya que se modeló por secciones, teniendo en cuenta las descargas principales de aguas residuales en el curso del río. Utilizando el software QUAL2Kw, se logró predecir el comportamiento de los tres parámetros estudiados (DBO, NH_4 y OD), basándose en las características morfológicas de la subcuenca del río Zamora Huayco. Además, se realizó una comparación entre los resultados generados por este software y los obtenidos a través del Modelo 1. Los resultados obtenidos de estos dos enfoques de modelado muestran una alta confiabilidad, gracias a las similitudes encontradas entre ambos. Afirmando que la calidad del agua del río Zamora Huayco puede ser adecuada para el uso doméstico e industrial, pero no para consumo humano directo ni para fines recreativos como se concluye en el trabajo de Matamoros, (2008).

A pesar de los desafíos encontrados, el modelo matemático (Modelo 1) desarrollado en esta tesis se destaca como una herramienta valiosa para la evaluación de la calidad del agua en el río Zamora Huayco. Su objetivo principal es facilitar la toma de decisiones para mejorar la calidad del agua. Los resultados obtenidos con este modelo demostraron una alta concordancia con los datos reales. Los métodos de NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency) y RMSE (Root Mean

Square Error) arrojaron resultados que indican un buen ajuste entre los datos modelados y los datos reales obtenidos en campo. Esto refuerza la precisión y utilidad del Modelo 1 en la predicción del comportamiento del río.

Es importante destacar que este modelo fue desarrollado y calibrado en base a los datos recopilados en el período de estiaje, lo que puede limitar su aplicabilidad en otros momentos del año con diferentes condiciones hidrológicas. Se recomienda la recopilación de datos durante otros períodos hidrológicos para una validación adicional del modelo y para evaluar la capacidad de respuesta del modelo a diferentes condiciones ambientales.

El modelo QUAL2Kw demostró ser una herramienta sencilla de utilizar y efectiva para la evaluación de la calidad del agua en el río Zamora Huayco. Una de las ventajas destacables de este modelo es su capacidad de calibración automática (Chapra et al., 2008), que ajustó los parámetros de manera eficiente para que los datos obtenidos se asemejen a los datos medidos en campo.

Aunque el Modelo 1 desarrollado en esta tesis demostró ser útil y válido para el estudio del comportamiento del río, es importante resaltar la superioridad del modelo QUAL2Kw en la simulación de las variables DBO, NH₄ y OD. El modelo QUAL2Kw no solo mostró un alto grado de similitud con los resultados del Modelo 1, sino que también superó a este último en términos de rendimiento. Esta superioridad se evidencia en la mayor precisión y fiabilidad de las simulaciones del modelo QUAL2Kw, lo que lo convierte en una herramienta de modelado más robusta y precisa.

Por lo tanto, aunque ambos modelos pueden ser útiles para el estudio del comportamiento del río, el modelo QUAL2Kw ofrece ventajas significativas que pueden resultar en una mayor precisión y confiabilidad en la predicción de las variables DBO, NH₄ y OD. Esto subraya la importancia de considerar el uso del modelo QUAL2Kw en futuros estudios y análisis.

De esta manera, resultaría necesario continuar trabajando con estos dos modelos de manera conjunta para mejorar aún más el Modelo 1. La combinación de las fortalezas de ambos modelos podría resultar en una herramienta de modelado aún más precisa y efectiva para la evaluación de la calidad del agua.

8. Conclusiones

- En río Zamora Huayco es un receptor de vertidos de aguas residuales, de los cuales algunos incumplen con la normativa ecuatoriana superando los límites máximos permisibles para la descarga a un cuerpo de agua dulce. Esto indica que el río Zamora Huayco sufre una importante carga de contaminación.
- Los vertidos que encuentran más contaminados están próximos a la zona urbana de la ciudad de Loja, y cerca de barrios en la zona rural este el caso de los vertidos JP3, JP4, JP12, JP14 Y JP15.
- El río Zamora Huayco presenta problemas de contaminación a partir del kilómetro 4.5 hasta el kilómetro 5.7 en su descarga al río Malacatos por el vertido de aguas residuales que alteran sus niveles de oxígeno y materia orgánica.
- El modelo matemático calibrado sobrestimo la calidad del agua del río Zamora Huayco con un error aceptable y ayudó a entender lo procesos de degradación de la materia orgánica. La calibración debe ser continua por las variaciones del río.
- El software QUAL2Kw, simulo las concentraciones de DBO, NH4 y OD de manera muy similar a las obtenidas en el modelo generado, por lo que el modelo generado para este trabajo (Modelo 1) puede ser de gran utilidad para evaluar el estado actual y para detener el deterioro de la calidad del agua en el río Zamora Huayco.
- El oxígeno disuelto disminuye en los tramos finales del río por el consumo de materia orgánica, lo que indica una mala calidad del agua del río Zamora Huayco. La descarga de aguas residuales afecta el oxígeno disuelto y pone en riesgo el agua, la salud y el ambiente.

9. Recomendaciones

- Se recomienda seguir recolectando datos sobre la calidad del agua del río Zamora Huayco para analizarlos y validar el modelo matemático. Los datos deben ser representativos del río y de diferentes condiciones ambientales. Se pueden usar diferentes técnicas de muestreo y análisis y comparar los datos con otros ríos similares.
- Es importante asegurarse que los datos recolectados en campo sean de alta calidad y precisión con la calibración periódica de las sondas usadas, esto también incluye el proceso de análisis en el laboratorio.
- Se sugiere medir más parámetros de calidad del agua, como metales pesados y contaminantes emergentes, para tener una mejor idea de la calidad del agua en el río Zamora Huayco. También se podría usar modelos de calidad del agua más avanzados que evalúen mejor el río y las aguas residuales.
- Se propone hacer más estudios sobre la modelación matemática de ríos, ya que son sistemas complejos con muchos factores que influyen en la calidad del agua. Se debe incluir más parámetros en los modelos y recolectar datos en diferentes épocas del año para mejorar la precisión y el conocimiento del río.

10. Bibliografía

- Abbas, M. A., Iqbal, M., Tauqeer, H. M., Turan, V., & Farhad, M. (2022). Microcontaminants in wastewater. In *Environmental Micropollutants* (pp. 315–329). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90555-8.00018-0>
- Ahmed, M. H., & Lin, L.-S. (2021). Dissolved oxygen concentration predictions for running waters with different land use land cover using a quantile regression forest machine learning technique. *Journal of Hydrology*, 597, 126213. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126213>
- Alewi, H., Obeed, W., Abdulridha, M., & Ali, G. (2021). An inquiry into the relationship between water quality parameters: Biochemical oxygen demand (BOD5) and chemical oxygen demand (COD) in Iraqi Southern region. 080007. <https://doi.org/10.1063/5.0069000>
- Ali Abed, S., Hussein Ewaid, S., & Al-Ansari, N. (2019). Evaluation of Water quality in the Tigris River within Baghdad, Iraq using Multivariate Statistical Techniques. *Journal of Physics: Conference Series*, 1294(7), 072025. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1294/7/072025>
- Aliffia, A., & Karnaningroem, N. (2019). Simulation of pollution load capacity using QUAL2Kw model in Kali Surabaya River (Cangkir-Sepanjang segment). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 259(1), 012019. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/259/1/012019>
- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.). American water works Association (AWWA) y Water Pollution Control Federation (WPCF).
- Arroyave Gómez, D. M., Moreno Tovar, A. A., Toro Botero, F. M., Gallego Suárez, D. de J., & Carvajal Serna, L. F. (2013). Estudio del modelamiento de la calidad del agua del Río Sinú, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 12(22), 33–44. <https://doi.org/10.22395/rium.v12n22a3>
- Barbulescu, A., Barbes, L., & Dumitriu, C. S. (2021). Assessing the Water Pollution of the Brahmaputra River Using Water Quality Indexes. *Toxics*, 9(11), 297. <https://doi.org/10.3390/toxics9110297>
- Basant, N., Gupta, S., Malik, A., & Singh, K. P. (2010). Linear and nonlinear modeling for simultaneous prediction of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand of the surface water — A case study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 104(2), 172–180. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2010.08.005>

- Bermúdez, A., & García-García, L. M. (2012). Mathematical modeling in chemistry. Application to water quality problems. *Applied Numerical Mathematics*, 62(4), 305–327. <https://doi.org/10.1016/j.apnum.2011.05.002>
- Biswas, A. K., & Tortajada, C. (2019). Water quality management: a globally neglected issue. *International Journal of Water Resources Development*, 35(6), 913–916. <https://doi.org/10.1080/07900627.2019.1670506>
- Bluhm, J. (2008). Modelación unidimensional de la calidad del agua en embalses. Análisis comparativo de modelos y multivariantes. [Universitat Politècnica de València]. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/3345>
- Butts, T. A., & Evans, R. L. (1983). Effects of Channel Dams on Dissolved Oxygen Concentrations in Northeastern Illinois Streams.
- Casila, J. C., Azhikodan, G., & Yokoyama, K. (2020). Quantifying water quality and flow in multi-branched urban estuaries for a rainfall event with mass balance method. *Water Science and Engineering*, 13(4), 317–328. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2020.12.002>
- Castaño, J. (2015). Modelación de la calidad del agua del río Tunjuelo en dos escenarios de implementación del plan de saneamiento de Bogotá. Universidad Nacional de Colombia.
- Chapra, S. (1997). *Surface Water-Quality Modeling* (Waveland Press, Inc., Vol. 1).
- Chapra, S., Pelletier, G., & Tao, H. (2008). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.11) Documentation The Mystic River at Medford, MA.
- Chen, S. S., Kimirei, I. A., Yu, C., Shen, Q., & Gao, Q. (2022). Assessment of urban river water pollution with urbanization in East Africa. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(27), 40812–40825. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18082-1>
- Cirelli, A. F. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*.
- Cossu, R., Lai, T., & Sandon, A. (2012). Standardization of BOD 5/COD ratio as a biological stability index for MSW. *Waste Management*, 32(8), 1503–1508. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.001>
- Cusiche, L. P., & Miranda, G. Z. (2019). Contaminación por aguas residuales e indicadores de calidad en la reserva nacional ‘Lago Junín’, Perú. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10.
- Dębska, K., Rutkowska, B., Szulc, W., & Gozdowski, D. (2021). Changes in Selected Water Quality Parameters in the Utrata River as a Function of Catchment Area Land Use. *Water*, 13(21), 2989. <https://doi.org/10.3390/w13212989>

- Durán-Sánchez, A., Álvarez-García, J., & del Río-Rama, M. (2018). Sustainable Water Resources Management: A Bibliometric Overview. *Water*, 10(9), 1191. <https://doi.org/10.3390/w10091191>
- Ejigu, M. T. (2021). Overview of water quality modeling. *Cogent Engineering*, 8(1). <https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1891711>
- Ersoy, Z., Scharfenberger, U., Baho, D. L., Bucak, T., Feldmann, T., Hejzlar, J., Levi, E. E., Mahdy, A., Nöges, T., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Šorf, M., Søndergaard, M., Trigal, C., Jeppesen, E., & Beklioğlu, M. (2020). Impact of nutrients and water level changes on submerged macrophytes along a temperature gradient: A pan-European mesocosm experiment. *Global Change Biology*, 26(12), 6831–6851. <https://doi.org/10.1111/gcb.15338>
- Faisal, G. H., Jaeel, A. J., & Al-Gasham, T. S. (2020). BOD and COD reduction using porous concrete pavements. *Case Studies in Construction Materials*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2020.e00396>
- Forman, R. T. T., & Wu, J. (2016). Where to put the next billion people. *Nature*, 537(7622), 608–611. <https://doi.org/10.1038/537608a>
- Formica, S. M., Sacchi, G. A., Campodonico, V. A., Pasquini, A. I., & Cioccale, M. A. (2015). MODELADO DE CALIDAD DE AGUA EN RÍOS DE MONTAÑA CON IMPACTO ANTRÓPICO. CASO DE ESTUDIO: SIERRA CHICA DE CÓRDOBA, ARGENTINA (Vol. 31, Issue 4). <https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v31n4/v31n4a1.pdf>
- Gaffney, J. S., & Marley, N. A. (2018). Kinetics and the Rate of Chemical Reactions. In *General Chemistry for Engineers* (pp. 283–317). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-810425-5.00009-6>
- Gateuille, D., & Naffrechoux, E. (2022). Transport of persistent organic pollutants: Another effect of microplastic pollution? *WIREs Water*, 9(5). <https://doi.org/10.1002/wat2.1600>
- Gaytán-Alarcón, A. P., González-Elizondo, M. del S., Vergara Gómez, I., Díaz Lagos, M., & Alarcón Herrera, M. T. (2022). Índices de calidad de agua en México y Colombia. Evolución, criterios y cambios. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 21(2), 5–22. <https://doi.org/10.19053/1900771X.v21.n2.2021.14264>
- Gil-Marín, J. A., Vizcaino, C., & Montañó-Mata, N. J. (2018). Evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA). Caso de estudio: Cuenca del Río Guarapiche, Monagas, Venezuela. *Anales Científicos*, 79(1), 111. <https://doi.org/10.21704/ac.v79i1.1146>

- Graf, R., & Wrzesiński, D. (2020). Detecting Patterns of Changes in River Water Temperature in Poland. *Water*, 12(5), 1327. <https://doi.org/10.3390/w12051327>
- Haider, H., Ali, W., & Haydar, S. (2013). Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow variations in Pakistan. *Hydrological Processes*, 27(26), 3949–3963. <https://doi.org/10.1002/hyp.9528>
- Hariono, B., Wijaya, R., Kurnianto, M. F., Sugiyarto, Wibowo, M. J., & Anwar, S. (2018). Mathematical Model of the Water Quality in Kalibaru Watershed. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 207, 012007. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/207/1/012007>
- Hariono, B., Wijaya, R., Wibowo, M. J., & Dian Widiarta, Moh. M. (2020). Mathematical Model of the Water Quality in Tlogo Ampel Watershed. *Journal of Physics: Conference Series*, 1569(4), 042062. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1569/4/042062>
- Hassan Abba, E., Hachi, T., Bahouar, L., Benkadour, R., Idrissi, I., Chibani, A., & Zarrouk, A. (2023). Assessment of the impact of the water quality on ichthyological biodiversity in Morocco: Case of Oum Er Rabia River. *Materials Today: Proceedings*, 72, 3927–3933. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.003>
- Horritt, M. S. (2005). Parameterisation, Validation and Uncertainty Analysis of CFD Models of Fluvial and Flood Hydraulics in the Natural Environment. In *Computational Fluid Dynamics* (pp. 193–213). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/0470015195.ch9>
- Islam, M. S., Afroz, R., & Mia, M. B. (2019). Investigation of surface water quality of the Buriganga river in Bangladesh: Laboratory and spatial analysis approaches. *Dhaka University Journal of Biological Sciences*, 28(2), 147–158. <https://doi.org/10.3329/dujbs.v28i2.46501>
- Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S. R., & Pelletier, G. J. (2007). Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modelling*, 202(3–4), 503–517. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.033>
- Kargar, K., Samadianfard, S., Parsa, J., Nabipour, N., Shamshirband, S., Mosavi, A., & Chau, K. (2020). Estimating longitudinal dispersion coefficient in natural streams using empirical models and machine learning algorithms. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 14(1), 311–322. <https://doi.org/10.1080/19942060.2020.1712260>

- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., & Song, M. (2022). Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Water*, 14(21), 3542. <https://doi.org/10.3390/w14213542>
- Le, T. T. H., Fettig, J., & Meon, G. (2019). Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(1), 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.06.006>
- Li, Y., & Li, R. (2023). Predicting ammonia nitrogen in surface water by a new attention-based deep learning hybrid model. *Environmental Research*, 216, 114723. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114723>
- Liu, S., Butler, D., Brazier, R., Heathwaite, L., & Khu, S.-T. (2007). Using genetic algorithms to calibrate a water quality model. *Science of The Total Environment*, 374(2–3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.042>
- Loucks, D. P., & van Beek, E. (2017). Water Quality Modeling and Prediction. In *Water Resource Systems Planning and Management* (pp. 417–467). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44234-1_10
- Lu, W., Wu, J., Li, Z., Cui, N., & Cheng, S. (2019). Water quality assessment of an urban river receiving tail water using the single-factor index and principal component analysis. *Water Supply*, 19(2), 603–609. <https://doi.org/10.2166/ws.2018.107>
- Maharjan, A. K., Kamei, T., Amatya, I. M., Mori, K., Kazama, F., & Toyama, T. (2020). Ammonium-Nitrogen (NH₄⁺-N) Removal from Groundwater by a Dropping Nitrification Reactor: Characterization of NH₄⁺-N Transformation and Bacterial Community in the Reactor. *Water*, 12(2), 599. <https://doi.org/10.3390/w12020599>
- Mamun, M., & An, K.-G. (2021). Application of Multivariate Statistical Techniques and Water Quality Index for the Assessment of Water Quality and Apportionment of Pollution Sources in the Yeongsan River, South Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(16), 8268. <https://doi.org/10.3390/ijerph18168268>
- Matamoros, J. (2008). Evaluación físico-química y microbiológica de la calidad del recurso agua en los Ríos Zamora Huayco, Zamora y Malacatos que cruzan el área urbana de la Ciudad de Loja [Universidad de Cuenca]. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/8020>
- Mateus, M., Vieira, R., Almeida, C., Silva, M., & Reis, F. (2018). ScoRE—A Simple Approach to Select a Water Quality Model. *Water*, 10(12), 1811. <https://doi.org/10.3390/w10121811>
- 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

- Methneni, N., González, J. A. M., Van Loco, J., Anthonissen, R., de Maele, J. Van, Verschaeve, L., Fernandez-Serrano, M., & Mansour, H. Ben. (2021). Ecotoxicity profile of heavily contaminated surface water of two rivers in Tunisia. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 82, 103550. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103550>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). TULSMA-097-A: Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente: Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua. www.lexis.com.ec
- Montalvo Estévez, J. F., De Jesús, T., López, R., Medina, A. L., De La Caridad, J., & Landa, T. (2018). Calidad del agua del río Luyanó: aplicación de un índice de calidad del agua. In *INGENIERÍA HIDRÁULICA Y AMBIENTAL* (Vol. 3).
- Montes, M. F. (2016). Biochemical Oxygen Demand (pp. 75–76). https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_167
- Munar-Samboní, A. M., & Méndez-Pedroza, N. M. (2021). Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia maregráfica y vertimientos de aguas residuales. *Entramado*, 17(1). <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.1.7285>
- Nakamura, C. H., Salla, M. R., Oliveira de Jesus, J. A., & Ribeiro da Silva, G. H. (2019). Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. *Water Environment Research*, 91(12), 1678–1691. <https://doi.org/10.1002/wer.1175>
- Nuruzzaman, Md., Al-Mamun, A., & Salleh, Md. N. bin. (2017). Experimenting biochemical oxygen demand decay rates of Malaysian river water in a laboratory flume. *Environmental Engineering Research*, 23(1), 99–106. <https://doi.org/10.4491/eer.2017.048>
- Obin, N., Tao, H., Ge, F., & Liu, X. (2021a). Research on Water Quality Simulation and Water Environmental Capacity in Lushui River Based on WASP Model. *Water*, 13(20), 2819. <https://doi.org/10.3390/w13202819>
- Obin, N., Tao, H., Ge, F., & Liu, X. (2021b). Research on Water Quality Simulation and Water Environmental Capacity in Lushui River Based on WASP Model. *Water*, 13(20), 2819. <https://doi.org/10.3390/w13202819>
- Ochoa, P., Martínez, F., & Maza, C. (2008). Riesgo de degradación de suelos con diferente uso en la subcuenca del río Zamora Huayco, Loja - Ecuador. *Congreso Ecuatoriano de La Ciencia Del Suelo*, 11, 1–4.
- Owens, M., Edwards, R. W., & Gibbs, J. W. (1964). SOME REAERATION STUDIES IN STREAMS. *Air and Water Pollution*, 8, 469–486.

- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, Ó., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *MASKANA*, 10(2), 76–88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>
- Pazmiño, J. (2020). Fundamentos de la modelación de la calidad del agua (Grupo Comp).
- Pazmiño-Rodríguez, J. C., Zambrano-Ganchozo, G. L., & Coello-Burgos, H. A. (2018). Modelización de la calidad del agua del estero aguas Claras, cantón Quevedo, Ecuador. *DYNA*, 85(204), 204–214. <https://doi.org/10.15446/dyna.v85n204.65847>
- Pelletier, G. J., Chapra, S. C., & Tao, H. (2006). QUAL2Kw – A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modelling & Software*, 21(3), 419–425. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.07.002>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Troy, A., & Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- Ramírez, C. (2002). Caracterización y modelación matemática del río Cauca. <https://biblat.unam.mx/hevila/IngenieriaYcompetitividad/2002/vol4/no1/1.pdf>
- Rembert, F., Jougnot, D., & Guarracino, L. (2020). A fractal model for the electrical conductivity of water-saturated porous media during mineral precipitation-dissolution processes. *Advances in Water Resources*, 145, 103742. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2020.103742>
- Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Galetti, M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M. I., & Laurance, W. F. (2017). World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience*, 67(12), 1026–1028. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix125>
- Rivera Gutiérrez, J. V. (2016). 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), 314–326. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052016000200013>
- Rosero Erazo, C. R., Yaulema Garces, F. M., & Yaulema Castañeda, J. L. (2021). Modelo matemático estocástico para diagnosticar calidad de agua y sedimentos en zonas influenciadas por la actividad petrolera en la provincia de Orellana. *ConcienciaDigital*, 4(3), 177–195. <https://doi.org/10.33262/concienciadigital.v4i3.1789>

- Rowiński, P. M., Okruszko, T., & Radecki-Pawlik, A. (2022). Environmental hydraulics research for river health: recent advances and challenges. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 22(2), 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.12.003>
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2001). *Química para Ingeniería Ambiental - Cuarta Edición* (E. Ariza, Ed.; 4th ed.).
- Serrano Pérez, E. (2021). Approximation of Torricelli's law with Euler's method and an instrumented water tank with ultrasonic sensor. *ITECKNE*, 18(1). <https://doi.org/10.15332/iteckne.v18i1.2540>
- Shehab, Z. N., Jamil, N. R., Aris, A. Z., & Shafie, N. S. (2021). Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia. *Ecological Indicators*, 122, 107254. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107254>
- Sierra, C. (2011a). *Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico*. In *Termodinámica* (1st ed.).
- Sierra, C. (2011b). *Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico*.
- Spiteri, R. J., & Wei, S. (2023). Fractional-step Runge–Kutta methods: Representation and linear stability analysis. *Journal of Computational Physics*, 476. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2022.111900>
- Staponites, L. R., Barták, V., Bílý, M., & Simon, O. P. (2019). Performance of landscape composition metrics for predicting water quality in headwater catchments. *Scientific Reports*, 9(1), 14405. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50895-6>
- Streeter, H. W., & Phelps, E. B. (1925). A STUDY OF THE POLLUTION AND NATURAL PURIFICATION OF THE OHIO RIVER. <http://udspace.udel.edu/handle/19716/1590>
- Sun, Q., Guo, Z., Chen, W., Yu, Y., Wang, Z., Guo, J., & Niu, F. (2021). Global sensitivity analysis of the main steam line break accident by using sampling methods and surrogate models. *Annals of Nuclear Energy*, 150, 107787. <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2020.107787>
- Susilowati, S., Sutrisno, J., Masykuri, M., & Maridi, M. (2018). Dynamics and factors that affects DO-BOD concentrations of Madiun River. 020052. <https://doi.org/10.1063/1.5082457>
- Taillardat, P., Marchand, C., Friess, D. A., Widory, D., David, F., Ohte, N., Nakamura, T., Van Vinh, T., Thanh-Nho, N., & Ziegler, A. D. (2020). Respective contribution of urban wastewater and mangroves on nutrient dynamics in a tropical estuary during the monsoon season. *Marine Pollution Bulletin*, 160. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111652>

- Trevizan Rispoli, J. F. (2011). Mirando sobre y bajo el agua. *Idesia (Arica)*, 29(2), 169–174. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292011000200022>
- Vera Puerto, I. L. (2007). Aplicación de técnica de optimización mediante algoritmos genéticos para calibración de modelo qual2k como una aproximación a la modelación de la calidad del agua de los principales ríos de la zona urbana de Bogotá D. C. <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/3805>
- Votruba, A. M., & Corman, J. R. (2020). Definitions of Water Quality: A Survey of Lake-Users of Water Quality-Compromised Lakes. *Water*, 12(8), 2114. <https://doi.org/10.3390/w12082114>
- Wainwright, J., & Mulligan, M. (2015). Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 43(9), 1355–1355. <https://doi.org/10.1002/clen.201570095>
- Wen, X., Fang, J., Diao, M., & Zhang, C. (2013). Artificial neural network modeling of dissolved oxygen in the Heihe River, Northwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(5), 4361–4371. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2874-8>
- Xia, J., Zhang, Y., Xiong, L., He, S., Wang, L., & Yu, Z. (2017). Opportunities and challenges of the Sponge City construction related to urban water issues in China. *Science China Earth Sciences*, 60(4), 652–658. <https://doi.org/10.1007/s11430-016-0111-8>
- Yang, S., Liang, M., Qin, Z., Qian, Y., Li, M., & Cao, Y. (2021). A novel assessment considering spatial and temporal variations of water quality to identify pollution sources in urban rivers. *Scientific Reports*, 11(1), 8714. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87671-4>
- Zhang, H., Li, H., Gao, D., & Yu, H. (2022). Source identification of surface water pollution using multivariate statistics combined with physicochemical and socioeconomic parameters. *Science of The Total Environment*, 806, 151274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151274>
- Zhang, M., Tan, S., Zhang, Y., He, J., & Ni, Q. (2022). Does land transfer promote the development of new-type urbanization? New evidence from urban agglomerations in the middle reaches of the Yangtze River. *Ecological Indicators*, 136, 108705. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108705>
- Zheng, L., Zhai, W., Wang, L., & Huang, T. (2020). Improving the understanding of central Bohai Sea eutrophication based on wintertime dissolved inorganic nutrient budgets: Roles of north Yellow Sea water intrusion and atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 267, 115626. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115626>

- Zhong, M., Liu, S., Li, K., Jiang, H., Jiang, T., & Tang, G. (2021). Modeling Spatial Patterns of Dissolved Oxygen and the Impact Mechanisms in a Cascade River. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.781646>
- Ziemińska-Stolarska, A., & Skrzypski, J. (2012). Review of Mathematical Models of Water Quality. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19(2), 197–211. <https://doi.org/10.2478/v10216-011-0015-x>
- Zúñiga, L. (2014). Modelación de la calidad de agua del río Malacatos, tramo comprendido desde el Sector Dos Puentes hasta Sauces Norte [Universidad Técnica Particular de Loja]. <http://dspace.utpl.edu.ec/jspui/handle/123456789/10606>

11. Anexos

Anexo 1. Datos del primer muestreo (in situ y ex situ) en el río Zamora Huayco

Punto	Ubicación	OD (mg/L)	T (°C)	Conductividad (µS/cm)	Salinidad	pH	Caudal (L/s)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N. (mg/L)	Amoniacal	Turbidez (NTU)
JP1	0	9,26	14,80	67,60	0,00	6,00	50,20	4,00	2,62	0,13		4,33
JP2	50	9,25	14,90	54,50	0,00	6,20	47,55	3,00	1,97	0,08		0,65
JP3	75	4,55	16,80	154,50	0,00	6,80	2,46	88,00	57,74	10,12		22,60
JP4	237	4,21	16,00	146,20	0,00	6,60	0,19	169,00	111,06	1,40		48,30
JP5	469	6,88	18,10	145,50	0,00	6,50	0,71	26,00	17,06	0,20		5,74
JP6	1227	4,87	16,50	70,70	0,00	7,00	0,24	34,00	22,31	0,94		61,40
JP7	1294	9,20	15,20	20,80	0,00	7,20	3,04	11,00	7,22	0,11		2,75
JP8	2156	9,20	17,90	61,50	0,00	6,80	100,88	9,00	5,91	0,14		0,70
JP9	2394	9,61	16,20	63,80	0,00	6,70	61,88	4,00	2,62	0,13		1,09
JP10	3328	8,40	17,70	55,00	0,00	6,80	40,50	17,00	11,15	0,55		3,90
JP11	3742	9,22	16,90	30,00	0,00	7,70	1,38	33,00	21,65	0,16		4,33
JP12	4412	2,67	20,40	530,00	0,20	7,30	3,94	425,00	277,00	19,70		180,00
JP13	4519	8,88	19,60	87,40	0,00	7,00	200,24	15,00	9,84	0,98		6,56
JP14	4660	2,67	21,20	900,00	0,40	7,50	1,31	846,00	558,00	26,20		231,00
JP15	5372	4,86	19,20	465,00	0,10	7,50	26,41	448,00	293,96	11,75		67,40
JP16	5744	7,10	20,60	304,00	0,10	7,20	15,47	37,00	24,28	0,17		7,81
JP17	5776	6,35	18,90	178,50	0,00	7,30	247,88	74,00	48,56	2,55		28,90

Realizado el 3/12/2022, de 8:00 am a 1:00 pm

Anexo 2. Datos del segundo muestreo (in situ y ex situ) en el río Zamora Huayco

Punto	Ubicación	OD (mg/L)	T (°C)	Conductividad (µS/cm)	Salinidad	pH	Caudal (L/s)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N. (mg/L)	Amoniacal	Turbidez (NTU)
JP1	0	9,49	15,60	52,60	0,00	7,90	51,44	3,00	2,01	0,19		1,25
JP2	50	9,82	15,90	59,90	0,00	7,60	49,50	2,00	1,34	0,00		0,72
JP3	75	6,56	16,60	209,00	0,00	7,80	0,03	332,00	222,15	2,05		172,00
JP4	237	7,80	16,70	89,50	0,00	7,70	0,40	50,00	33,10	0,41		21,20
JP5	469	7,18	21,40	115,90	0,00	7,60	0,53	47,00	31,45	1,93		4,83
JP6	1227	8,31	17,00	77,80	0,00	7,40	0,26	77,00	51,52	0,39		42,20
JP7	1294	8,68	14,80	22,50	0,00	7,80	3,13	7,00	4,68	0,21		4,50
JP8	2156	9,05	17,10	56,80	0,00	7,40	101,38	7,00	4,68	0,17		2,07
JP9	2394	9,34	15,70	62,10	0,00	7,50	58,47	5,00	3,35	0,14		0,58
JP10	3328	9,14	16,80	54,70	0,00	7,30	44,87	22,00	14,72	0,34		3,09
JP11	3742	8,80	16,00	30,40	0,00	8,00	0,77	8,00	5,35	0,17		2,67
JP12	4412	3,76	20,00	705,00	0,30	7,90	3,99	542,00	358,00	38,75		184,00
JP13	4519	8,67	17,60	80,90	0,00	7,60	215,87	19,00	12,71	0,44		5,30
JP14	4660	4,54	20,70	861,00	0,40	8,20	1,33	787,00	539,00	37,50		183,00
JP15	5372	1,92	19,90	549,00	0,20	7,70	28,70	525,00	351,29	29,75		161,00
JP16	5744	7,49	19,90	316,00	0,10	7,40	4,45	12,00	8,03	0,27		4,05
JP17	5776	7,17	18,10	182,90	0,00	7,50	254,89	71,00	47,51	3,35		26,20

Realizado el 30/12/2022, de 8:00 am a 1:00 pm

Anexo 3. Datos del tercer muestreo (in situ y ex situ) en el río Zamora Huayco

Punto	Ubicación	OD (mg/L)	T (°C)	Conductividad (µS/cm)	Salinidad	pH	Caudal (L/s)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N. (mg/L)	Amoniacal	Turbidez (NTU)
JP1	0	9,03	15,90	56,50	0,00	6,20	54,02	4,00	2,68	0,15		1,61
JP2	50	9,54	15,60	59,10	0,00	6,30	48,27	3,00	2,01	0,05		0,79
JP3	75	6,75	17,20	175,20	0,00	6,90	0,03	179,00	119,77	0,41		132,30
JP4	237	8,33	16,50	85,20	0,00	6,50	0,29	64,00	42,82	0,38		14,60
JP5	469	7,01	18,90	122,50	0,00	6,70	0,52	49,00	32,79	0,51		5,13
JP6	1227	7,09	18,20	71,20	0,00	6,90	0,27	18,00	12,04	0,22		33,70
JP7	1294	8,42	17,20	20,40	0,00	7,00	2,93	53,00	35,46	0,09		5,00
JP8	2156	9,00	18,30	50,40	0,00	6,60	107,80	7,00	4,68	0,15		1,85
JP9	2394	9,50	17,20	55,20	0,00	6,60	59,51	4,00	2,68	0,13		0,91
JP10	3328	8,96	18,30	51,20	0,00	6,70	44,84	15,00	10,04	0,35		8,51
JP11	3742	8,13	16,10	38,90	0,00	7,30	0,80	27,00	18,07	0,15		7,54
JP12	4412	3,84	19,90	557,00	0,20	7,40	3,78	595,00	398,13	24,50		108,80
JP13	4519	8,94	19,10	79,70	0,00	7,10	217,38	13,00	8,70	0,79		6,61
JP14	4660	6,10	20,50	740,00	0,30	7,50	0,69	723,00	483,78	19,30		143,00
JP15	5372	3,20	19,90	468,00	0,10	7,40	29,45	423,00	283,04	18,60		96,00
JP16	5744	8,50	20,00	319,00	0,10	7,00	4,67	12,00	8,03	0,32		4,38
JP17	5776	6,68	19,70	177,00	0,00	7,40	258,04	51,00	34,13	2,38		27,60

Realizado el 17/01/2023, de 8:00 am a 1:00 pm)

Loja, 11 de diciembre de 2023

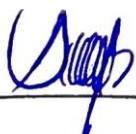
CERTIFICADO DE TRADUCCIÓN

Yo, Stefany Gabriela Quezada Benitez, con cédula 1105860702 y con título de Licenciada en Ciencias de la Educación: Mención Inglés, registrado en el SENESCYT con número 1031-2021-2295813

CERTIFICO:

Que he realizado la traducción de español al idioma inglés del resumen del presente trabajo de integración curricular denominado **Evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante modelación matemática** de autoría de Anderson Jordy Ochoa Tamay, portador de la cédula de identidad número 1106065418, estudiante de la carrera de Ingeniería Ambiental de la Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables de la Universidad Nacional de Loja. Dicho estudio se encontró bajo la dirección de Ing. Jackeline Andrea Castillo Villalta Mg. Sc., previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental.

Es todo cuanto puedo certificar en honor a la verdad, facultando al interesado hacer uso del presente en lo que este creyera conveniente.



Lic. Stefany Gabriela Quezada Benitez

C.I.: 1105860702

Registro del SENESCYT: 1031-2021-2295813