



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

**FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA
AMBIENTAL**

“Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la
cuenca baja del río Moche, 2019”

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
Ingeniero Ambiental

AUTORES:

Alva Saldaña, Graciela Soledad (ORCID: 0000-0003-4581-1248)

Rojas Gonzales, Jose Armando (ORCID: 0000-0002-4101-0032)

ASESOR:

Dr. Rivero Méndez, José Félix (ORCID: 0000-0002-9147-1451)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y gestión de los recursos naturales

Trujillo – Perú

2019

Dedicatoria

A Dios por ser el guía de nuestros pasos desde el inicio de nuestra formación profesional.

A nuestros padres por estar siempre apoyándonos en todo este proceso, por el esfuerzo realizado de darnos estudio durante cinco años y por estar siempre presentes en los momentos difíciles que nos tocó pasar.

A nuestros amigos por el apoyo incondicional en el salón de clases.

Agradecimiento

A nuestros docentes por los conocimientos impartidos en estos cinco años.

A nuestro asesor y docente Dr. Rivero Méndez, José Félix, por el compromiso mostrado en el desarrollo de nuestra tesis.

Página del Jurado

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	ACTA DE APROBACIÓN DE LA TESIS	Código : F07-PP-PR-02.02 Versión : 10 Fecha : 10-06-2019 Página : 1 de 1
--	---------------------------------------	---

El Jurado encargado de evaluar la tesis presentada por don
 (a) ALVA SALDAÑA GRACIELA SOLEDAD
 cuyo título es: ESTIMACION DEL DEFICIT DE OXIGENO DISUELTO USANDO
EL MODELO STREETER Y PHELPS EN LA CUENCA BAJA DEL
RIO MOCHE, 2019

Reunido en la fecha, escuchó la sustentación y la resolución de preguntas por el estudiante, otorgándole el calificativo de: 18 (número)
DIECIOCHO (letras).

Trujillo (o Filial) 19 de 11 del 2019.



 PRESIDENTE
 Dr. Alfredo Guez Monzon



 SECRETARIO
 Ms. Walter Moreno Estayquis



 VOCAL
 Dr. Jose Rivas Mondé

Elaboró	Dirección de Investigación	Revisó	Representante de la Dirección / Vicerrectorado de Investigación y Calidad	Aprobó	Rectorado
---------	----------------------------	--------	---	--------	-----------


Página del Jurado

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	ACTA DE APROBACIÓN DE LA TESIS	Código : F07-PP-PR-02.02
		Versión : 10
		Fecha : 10-06-2019
		Página : 1 de 1

El Jurado encargado de evaluar la tesis presentada por don
(a) ROJAS GONZALEZ JOSE ARMANDO
cuyo título es: ESTIMACION DEL DEFICIT DE OXIGENO DISUELTO USANDO
EL MODELO STREETER y PHELPS EN LA CUENCA BAJA DEL RIO
MOCHE, 2019

Reunido en la fecha, escuchó la sustentación y la resolución de preguntas por
el estudiante, otorgándole el calificativo de: 18 (número)
DIECIOCHO (letras).

Trujillo (o Filial) 19 de 11 del 2019


.....
PRESIDENTE
Dr. Alfredo Cruz Morán


.....
SECRETARIO
M.I. Wictor Moreno E.


.....
VOCAL
Dr. José Rivera Méndez

Elaboró	Dirección de Investigación	Revisó	Representante de la Dirección / Vicerrectorado de Investigación y Calidad	Aprobó	Rectorado
---------	----------------------------	--------	---	--------	-----------

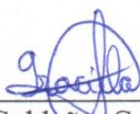
Declaratoria de Autenticidad

Declaratoria de autenticidad

Yo, Graciela Soledad, Alva Saldaña, identificada con DNI N° 76273126 estudiante de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la Universidad César Vallejo sede TRUJILLO; a efecto de cumplir con las disposiciones vigentes consideradas en el reglamento de Grados y Títulos de la Universidad César Vallejo declaro bajo juramento que todos los datos e información que se presenta en la presente tesis son auténticos y veraces.

En tal sentido asumo la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas de la Universidad César Vallejo.

Trujillo, julio 19 de 2019



Alva Saldaña, Graciela Soledad
DNI: 76273126

Declaratoria de Autenticidad

Declaratoria de autenticidad

Yo, Jose Armando, Rojas Gonzales, identificada con DNI N° 73200059 estudiante de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la Universidad César Vallejo sede TRUJILLO; a efecto de cumplir con las disposiciones vigentes consideradas en el reglamento de Grados y Títulos de la Universidad César Vallejo declaro bajo juramento que todos los datos e información que se presenta en la presente tesis son auténticos y veraces.

En tal sentido asumo la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas de la Universidad César Vallejo.

Trujillo, julio 19 de 2019



Rojas Gonzales, Jose Armando
DNI: 73200059

Índice

Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Página del Jurado	iv
Declaratoria de Autenticidad.....	vi
Índice de tablas.....	ix
Resumen.....	1
Abstract.....	2
I. INTRODUCCIÓN.....	3
II. MÉTODO.....	13
2.1. Diseño de investigación.....	13
2.2. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad	13
2.2.1. Validez y confiabilidad de los instrumentos	13
2.3. Metodología.....	13
2.3.1. Ubicación del área de estudio	13
2.3.2. Recolección de muestras y parámetros medidos en campo	15
2.3.2.1. Recolección de muestras	15
2.3.2.2. Desarrollo de modelo Streeter y Phelps	16
2.4. Métodos de análisis de datos	17
2.5. Aspectos éticos	18
III. RESULTADOS.....	19
IV. DISCUSIÓN.....	38
V. CONCLUSIONES.....	42
VI. RECOMENDACIONES.....	44
VII. REFERENCIAS.....	45
ANEXOS	52

Índice de tablas

Tabla 1. Rangos de concentración de OD y consecuencias ecosistemitas frecuentes.....	8
Tabla 2. Tramos de modelación.....	14
Tabla 3. Coordenadas de vertimientos.....	14
Tabla 4. Coordenadas de estaciones de monitoreo (puntos control)	15
Tabla 5. Oxígeno disuelto de estaciones de monitoreo	19
Tabla 6. Temperatura en estaciones de monitoreo	20
Tabla 7. Demanda bioquímica de oxígeno de estaciones de monitoreo y vertimientos	21
Tabla 8. Oxígeno disuelto de estaciones de monitoreo y vertimientos	21
Tabla 9. Temperatura de estaciones de monitoreo y vertimientos	22
Tabla 10. Caudal de estaciones de monitoreo y vertimientos	23
Tabla 11. Velocidad de estaciones de monitoreo y vertimientos	23
Tabla 12. Profundidad de estaciones de monitoreo y vertimientos	24
Tabla 13. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 1	25
Tabla 14. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 2	26
Tabla 15. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 3	27
Tabla 16. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 4	28
Tabla 17. Resultados de calibración y validación de modelo Streeter y Phelps.....	29

Resumen

La investigación realizó la estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Moche, en los meses de abril a junio de 2019, desde las coordenadas E: 719 237.00, N: 9 099 455.00 hasta E: 718 910.00, N: 9 099 361.00. Para el estudio se establecieron 2 tramos y 17 estaciones de monitoreo, donde se analizó oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y parámetros hidromorfológicos. Para la toma de muestras se siguió la Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA; se ajustaron los valores de las tasas cinéticas mediante Nash – Sutcliffe (NSE), el coeficiente de determinación (R^2) y raíz del error cuadrático medio (RMSE), mientras que para la validación del modelo se utilizó el porcentaje de error. Los resultados obtenidos muestran el valor de oxígeno disuelto más crítico 2.32 mg/L, así como el valor de demanda bioquímica más alto 224.78 mg/L en la semana 1. La tasa de desoxigenación (K_d) obtuvo valores entre 0.69 d^{-1} y 0.98 d^{-1} , mientras que la tasa de oxigenación (K_a) obtuvo valores entre 12.35 d^{-1} y 30.86 d^{-1} . El porcentaje de error fue de 2.43 %, los valores del NSE superiores a 0.94, el RMSE menores a 0.5 y el R^2 superiores a 0.98 indicando un ajuste perfecto entre los valores simulados.

Se llegó a la conclusión que mediante el uso del modelo Streeter y Phelps se pudo estimar el déficit de oxígeno disuelto en la cuenca baja del río Moche, en los meses de abril a junio del 2019, siendo 5.92 mg/L el déficit más alto obtenido en la semana 2.

Palabras claves: Oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, modelo Streeter y Phelps, río Moche.

Abstract

The investigation carried out estimated the dissolved oxygen deficit by using the Streeter and Phelps model in the lower river basin of the river Rio Moche. The investigation was conducted between April and June 2019, stretching from the coordinates E: 719 237.00, N: 9 099 455.00 to E: 718 910.00, N: 9 099 361.00. For the study, 2 stretches and 17 monitoring stations were established. Dissolved oxygen, biochemical oxygen demand and hydromorphological parameters were then analyzed. For the taking of samples, the R.J. N° 010-2016-ANA was followed; the values of the kinetic rates were adjusted by means of Nash - Sutcliffe (NSE), the coefficient of determination (R^2) and root of the mean square error (RMSE). While the percentage of error was used for the validation of the model. The results obtained show the most critical dissolved oxygen value, 2.32 mg/L, as well as the highest biochemical demand, 224.78 mg/L, during week 1. The deoxygenation rate (K_d) obtained values between 0.69 d⁻¹ and 0.98 d⁻¹, while the oxygenation rate (K_a) obtained values between 12.35 d⁻¹ and 30.86 d⁻¹. The percentage of error was 2.43%, the NSE was higher than 0.94, while the RMSE was less than 0.5 and the R^2 higher than 0.98. Which indicate a perfect fit between the simulated values.

Conclusively, by using the Streeter and Phelps model, the dissolved oxygen deficit in the lower river basin of Rio Moche could be estimated during the month of April to June 2019. With the highest estimated oxygen deficit obtained during the second week, measuring 5.92 mg/L.

Key words: Dissolved oxygen, Biochemical Oxygen Demand, Streeter and Phelps model, Rio Moche.

I. INTRODUCCIÓN

Hace varias décadas, un problema que no es ajeno a nuestra realidad es la contaminación del recurso hídrico. El deterioro de la calidad ecosistémica del recurso hídrico representa una preocupación a nivel global. El aumento exponencial de la población mundial, la expansión de la actividad agrícola e industrial ha originado un aumento en el volumen de los vertimientos de aguas residuales industriales y domésticas sin tratar, (Organización de las Naciones Unidas - Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas, 2014), razón que sigue creando una preocupación latente en las asambleas de la ONU y organismos tanto gubernamentales como no gubernamentales.

Debido a la gran preocupación que genera el tema ambiental, en el año 2012 se gestaron los objetivos y metas del Desarrollo Sostenible en la conferencia de RIO +20, donde el objetivo 6 es: “agua limpia y saneamiento”. Entre una de las cifras que da el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), data que el 80% de las aguas residuales generadas por las actividades antropogénicas se descargan sin previo tratamiento a los cursos de agua. Ante esta realidad en la meta 6.3 se plantea que de aquí al 2030, se mejorara la calidad del agua reduciendo la contaminación, así como también teniendo como meta reducir al 50% las aguas residuales sin tratar, eliminando los vertimientos, así como minimizando la emisión de materiales peligrosos y productos químicos (Comisión Económica para América Latina y el Caribe, 2018).

La falta de oxígeno causado de forma indirecta por la presencia de materia orgánica es tomada como uno de los factores principales que originan la contaminación de un río, ya que la materia orgánica al requerir del oxígeno molecular para ser degradada generará un déficit de oxígeno aguas abajo. El oxígeno que era utilizado para el desarrollo de la vida en el ecosistema acuático es utilizado para oxidar la carga orgánica, por ende, se origina efectos en el ecosistema, uno de ellos es la disminución de la calidad del agua, que supone una posible variación del pH, provocando la muerte o migración de la biota existente (Lecca y Limaza, 2014).

Los ríos por sí solos tienen la capacidad de poder asimilar cierta cantidad de contaminantes, antes de que los efectos negativos de la contaminación sean apreciables. En líneas generales, cuanto más rápido sea la velocidad del cuerpo de agua, más caudaloso y más aislados estén, no habiendo sido utilizados, tendrán más capacidad de soportar mayor cantidad de aguas residuales; sin embargo, cantidades excesivas de cualquier tipo de contaminante produciría daños a todo el sistema (Suarez, 2008).

Si el cuerpo receptor de aguas residuales tuviera una capacidad de auto purificación infinita, el problema sería insignificante y local, pero en la realidad este caso no se da, ya que el cuerpo de agua casi siempre se encuentra sobrepasando los límites aceptables por la gran carga de materia orgánica que es arrojada, induciendo a un déficit del nivel de oxígeno en el cuerpo receptor, creando por ende condiciones anaerobias que deterioran la calidad del recurso hídrico (Pérez, 2017).

El recurso hídrico de las cuencas hidrográficas en el Perú carece de una planificación integral para su aprovechamiento, según el Ministerio de Agricultura y Riego (MINAGRI), existe una descarga de aguas residuales anual de 960.5 millones de metros cúbicos, los cuales pertenecen a desagües domésticos 64%, 4.4% a desagües pesqueros, 5.6% a desagües de industrias, 25.4% a efluentes de minería y 0.2% a efluentes petroleros. Estas descargas llegan a parar a los cuerpos de agua superficial, al mar, y las aguas subterráneas. (MINAGRI, consultado 2018).

Esta es una situación que preocupa en la actualidad al país y se manifiesta de la misma manera en nuestro entorno local, el incremento de la población asentada en la ribera del río Moche, las actividades productivas como: la minería, el sector industrial, originan la contaminación en todo el trayecto del río. Situándonos en la cuenca baja del río Moche, los efluentes, tanto domésticos como industriales son descargados con altas concentraciones de DBO_5 y bajos niveles de OD, afectando la calidad ecosistémica del agua en el río Moche.

La Autoridad Nacional del Agua (ANA), reporto el informe técnico N° 055-2018-ANA.AAA.HCH-AT/OEAU, Monitoreo participativo de calidad de agua superficial en

la cuenca río Moche, La Libertad – Perú 2018, donde establecieron 33 puntos de control en lo que respecta a toda la cuenca río Moche, siendo (RMoch8) un punto de monitoreo comprendido en el puente Moche y (RMoch9) para la Bocana Buenos Aires, pero el informe no reportó datos para ambos puntos de monitoreo. Sumado a ello, la disminución del volumen de agua del río en época de estiaje y el no cese de las actividades productivas de las empresas situadas en la ribera del río, agravan más el problema; es por ello que se estimó el déficit de oxígeno disuelto en la cuenca baja del río Moche usando el modelo Streeter y Phelps.

Para llevar a cabo la investigación se revisó a los siguientes autores, Domínguez, Borroto y Hernández en el 2005, en su tesis “Empleo del modelo de Streeter y Phelps modificado para la planificación de estrategias de saneamiento para el río Almendares – Cuba”, describieron el comportamiento de la demanda DBON, DBOC y OD, así como también propusieron de estrategias de saneamiento para recuperar el río, para ello dividieron el área de estudio en 11 segmentos, estableciendo 22 estaciones de muestreo. Concluyeron que cada estrategia fue favorable para tramos distintos y que la modelación matemática es un camino por utilizar en la proyección de estrategias de saneamiento.

Zuñiga en el 2012, en su tesis titulada “Modelos de simulación de calidad del agua en el río Yacuambí, en el tramo comprendido desde la formación del río Tutupali hasta la intersección del río Yacuambí con el río Zamora, en la provincia de Zamora Chinchipe – Ecuador”, evaluó y modeló los parámetros de calidad de agua, en el tramo comprendido desde la formación del río Zamora, en la provincia de Zamora Chinchipe, para el muestreo siguió las Normas Técnicas Ecuatorianas del Instituto Ecuatoriano de Normalización: NTE INEN 2169:98 Agua y NTE INEN 2176:98 Agua, estableció 6 estaciones con 5 muestreos en cada una de ellas, el OD, temperatura y aforo los midió en campo, mientras que la BDO en laboratorio. Calibró el modelo con el error relativo y la metodología GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation), mientras que la validación la hizo con el porcentaje de error. Obtuvo como resultado para el OD el valor más crítico en el tramo 2 con 7.89 mg/l, mientras que la DBO tiene la concentración más alta en el tramo 5 con 24.89 mg/l. Concluyó que con los resultados de la modelación y con los datos de los muestreos la mayor contaminación del río

Yacuambí fue debida a los vertimientos de aguas residuales de la población que está asentada en la ribera del río.

Cajas en el 2015, en su tesis titulada “Estimación de valores de contaminación difusa para el río Tomebamba en zonas periféricas y urbanas – primera aproximación”, modeló los parámetros más importantes de calidad de agua: DBO, OD y coliformes. Estableció 13 puntos de monitoreo a lo largo de 3 ríos: Tomebamba, Tarqui y Yanuncay, de los cuales 3 puntos eran de monitoreo continuo y 10 de contaminación puntual, realizó 2 muestreos en época de lluvia y sequía, para la modelación utilizó la ecuación de Streeter y Phelps, desarrolló el modelo en una hoja de Excel, alimentando con valores a la tasa de desoxigenación (K_d) 0.28 día^{-1} y a la tasa de reaireación (K_a) 5.68 día^{-1} . Finalmente, el modelo desarrollado en la hoja de Excel obtuvo valores de contaminación difusa de las principales variables de calidad de agua en el río Tomebamba antes y después de la zona urbana de la ciudad de Cuenca.

Pazmiño en el 2016, en su tesis titulada “Modelización de la incidencia del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno en la calidad del agua del estero Atascoso, Cantón Quevedo – Ecuador”, modeló la influencia de la DBO y el OD en la calidad de agua del estero Atascoso, de la ciudad de Quevedo, para ello utilizó: Software QUAL2K y la hoja de cálculo Excel. Calibró el modelo mediante el método automático (GLUE) y manual (error y ensayo) y lo validó en función de datos máximos de precipitación. Obtuvo como resultado altos valores de K_a y K_r oscilando entre 15 d^{-1} y 25 d^{-1} ; y 27.63 d^{-1} y 6.74 d^{-1} respectivamente. Concluyó que el modelo matemático Streeter-Phelps para DBO fue óptimo, a diferencia de la simulación en QUAL2K que no obtuvo un buen ajuste, debido a la carencia de datos históricos sobre una mayor cantidad de parámetros requeridos, mientras que el comportamiento del OD tuvo resultados cercanos a los determinados con el modelo Streeter-Phelps.

Urrego en el 2017, en su trabajo de investigación “Determinación del comportamiento del oxígeno disuelto en la cuenca alta del río Tunjuelo mediante la utilización de las ecuaciones de Streeter y Phelps”, determinó la cinética del OD usando las ecuaciones de Streeter y Phelps de manera manual y con el software QUAL2K para la creación de

posibles escenarios que permitirían la recuperación del río Tunjuelo. Estableció 3 estaciones de monitoreo en la zona de estudio, corrigió los valores de las constantes cinéticas con las ecuaciones de Streeter y Phelps. Obtuvo valores de reaeración que oscilan entre 2.92 d^{-1} y 50.47 d^{-1} y desoxigenación entre 8.62 d^{-1} y 10.57 d^{-1} . Concluyó que las curvas resultantes de OD y DBO servirá para la creación de escenarios que permitan la recuperación del río

Pazmiño, Zambrano y Coello, en el 2018 en su tesis titulada “Water quality modeling of the Aguas Claras stream, Cantón Quevedo, Ecuador”, simularon el impacto de las aguas residuales descargadas en el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno y oxígeno disuelto, a través de la aplicación del programa QUAL2K y el modelo Streeter-Phelps. Dividieron en tres tramos a la zona de estudio y realizaron ocho campañas de muestreo de octubre del 2016 a febrero del 2017 en temporada seca y húmeda. Calibraron el modelo ajustando las tasas (K_a) que oscilaron entre los 0.34 y 1.85 d^{-1} ; K_d entre 0.45 y 1.9 d^{-1} ; y K_r entre 1.38 y 28.04 d^{-1} , empleando la metodología GLUE, usando las simulaciones de Monte Carlo, el análisis de rendimiento lo hicieron con la media de los R^2 y el coeficiente de Nash-Sutcliffe. Concluyeron que el perfil de oxígeno disuelto tanto en el programa QUAL2K y el modelo Streeter-Phelps, mostró un buen ajuste; mientras que para la DBO el programa QUAL2K, tuvo un ajuste menor.

La calidad de agua se determina en base a parámetros: fisicoquímicos y microbiológicos; dentro de estos tenemos a la temperatura, la cual mide cuán frío o caliente se encuentra el agua, cuando esta sube afecta de manera directa al OD (González, 2011). El pH determina la acidez o basicidad de una sustancia, su rango de medida es de 1 a 14 (Ácida < 7 , Neutra = 7, Básica > 7) (ver anexo 22) (Sotil y Flores, 2016).

La demanda bioquímica de oxígeno representa la dosis de oxígeno que requirieren los microorganismos, para oxidar la carga orgánica presente en las aguas residuales, en condiciones aerobias (Orellana, 2005). El oxígeno disuelto, representa la cantidad de oxígeno atmosférico presente en el agua. Un déficit alto de oxígeno disuelto hace referencia que el agua tiene un alto contenido de carga orgánica (contaminación),

provocada por aguas residuales (Higashino y Stefan, 2017), que hacen que el cuerpo de agua demande una forma de recuperar sus condiciones en cuanto al oxígeno que fue consumido (Orduz, 2016).

Tabla 1. Rangos de concentración de OD y consecuencias ecosistémicas frecuentes

[OD] mg/L	Condición	Consecuencias
0	Anoxia	Muerte masiva de organismos aerobios.
0 -5	Hipoxia	Desaparición de organismos y especies sensibles.
5 - 8	Aceptable	[OD] adecuadas para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos.
8 -12	Buena	
> 12	Sobresaturada	Sistema en plena producción fotosintética.

Fuente: Goyenola, 2007.

La contaminación es la introducción de una sustancia o mezcla en uno de los componentes ambientales (aire, agua, suelo), el cual ocasionará efectos adversos al componente y por ende a la población o medio que lo habita (MINAM, 2016). La contaminación del agua causada por la introducción de sustancia o mezcla de sustancias en una cantidad suficiente, la cual causará efectos dañinos en la biota (incluido el humano) (Avilez, 2009). La contaminación de los cuerpos de agua está relacionado a la descarga de efluentes domésticos referidos a las aguas servidas de casas, restaurantes, etcétera.), que llegan a las redes de alcantarillado con alta carga orgánica (Quintia Industrial, 2017). Otros de los responsables de la contaminación son los efluentes industriales, que son todos aquellos que resultan del desarrollo de alguna actividad o proceso productivo (OEFA, 2014).

A la descarga de fuentes que se observan a simple vista se le llama fuentes puntuales (Ibáñez, 2012), mientras que a las fuentes que no se pueden identificar a simple vista, mayormente producidas por escorrentía o infiltración productos de las actividades agrícolas, actividades mineras, residuos ganaderos, pozos sépticos, rellenos sanitarios, botaderos, etcétera, se le denomina fuentes difusas (Aguilar, 2016).

Debido a la mala gestión a nivel mundial en materia del cuidado, control y vigilancia recurso hídrico surgen los modelos de calidad de agua. Un modelo es una representación simplificada de la realidad. Son relaciones matemáticas, las cuales posibilitan la

compresión y cuantificación de las relaciones causa – efecto de los procesos físicos, químicos y biológicos de las sustancias descargadas en los cuerpos receptores (Torres Vega, 2009). Los modelos pueden ser: unidimensionales usados para representar flujos de aguas, considerando el sentido del flujo; bidimensionales usados en ríos de gran ancho de banca de agua, donde las concentraciones de contaminantes varían en la sección transversal y tridimensionales aplicados para sistemas más complejos de aguas superficiales y aguas subterráneas (Cajas, 2015).

Los modelos utilizan parámetros hidromorfológicos como: velocidad del río, la cual representa la demora del flujo de agua en pasar por una sección determinada; así mismo la sección transversal de un río, que es el área de la superficie del río, se representa por un corte perpendicular en la longitud del río (Rojas, 2006); ambos sirven para determinar el caudal, el cual representa al volumen de agua que pasa por una sección específica del cuerpo de agua durante un tiempo específico (Corantioquia, 2014).

Algunos de los métodos para determinar el caudal del río y de los vertimientos son: el método del flotador; que permite estimar de manera aproximada el caudal de un cuerpo de agua en función de su velocidad y área. Al resultado obtenido se le multiplica por el factor de corrección según las características del cauce del cuerpo de agua (ver anexo – fórmula 28) (MINAGRI - DGIAR, 2014). El otro método, es el de la trayectoria; el cual utiliza una escuadra como material. Consta en el desplazamiento de la regla hasta que el extremo inferior choque con el agua que sale del tubo. El lado “X” es el páralo al tubo y el “Y” es el que toca el chorro (ver anexo – fórmula 05, 06 y 07) (Bello y Pino, 2000).

El modelo matemático de Streeter-Phelps relaciona los dos mecanismos principales que definen el oxígeno disuelto en un cuerpo de agua lótico que recibe efluentes de aguas residuales. Estos mecanismos son: la descomposición de materia orgánica y aireación de oxígeno (Streeter, Phelps, 1925). Asimismo, es usado para estimar el transporte de DBO_5 y el OD, lo cual se consigue al alimentar con datos de parámetros hidromorfológicos y parámetros de calidad del agua (DBO_5 , OD y T) para su realización (Cajas, 2015).

$$D_x = D_0(e^{-(k_a*x)/u}) + \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{-(k_d*x)/u} - e^{-(k_a*x)/u}) \quad (1)$$

Donde:

D_x = Déficit de oxígeno (mg/L).

K_d = Tasa de desoxigenación y de reaireación (d^{-1}).

K_a = Tasa de desoxigenación y de reaireación (d^{-1}).

L_0 = DBO₅ medido o modelado en el río (mg/L).

D_0 = Déficit de oxígeno disuelto inicial (mg/L).

x = Distancia (m).

u = Velocidad del curso de agua (m/d).

Para desarrollar el modelo se supone una mezcla en forma total y uniforme en el río en sentido al flujo del mismo. Se tiene en cuenta dos tipos de reacciones: reaireación y desoxigenación. La primera describe el dinamismo con el que es reabastecido el O₂ y depende de las propiedades de la corriente. La segunda explica el consumo de oxígeno disuelto por acción de los microorganismos (Mackenzie, 1967).

Cuando se analiza la curva de DBO (ver anexo 23), se observan dos etapas: la primera, caracterizada por la degradación del carbono de la materia orgánica y que es ejercida por organismos heterotróficos (Sierra, 2011).

La concentración de oxígeno, se estima a través de la diferencia entre el oxígeno de saturación y el déficit de oxígeno (ver anexos – fórmula 11 y 1). Por último, la concentración del oxígeno de saturación que es concentración máxima de oxígeno que puede tener un cuerpo de agua en función de la temperatura (ver anexos fórmula 11 y 12) (Streeter, Phelps, 1925). Como parte de la modelación de Oxígeno disuelto mediante las ecuaciones de Streeter y Phelps, es necesario la determinación de las constantes cinéticas como son: coeficiente de desoxigenación (K_d), indicador del consumo de oxígeno por acción de reacciones metabólicas (ver anexos – fórmula 13) (Chapra, 1997), (Chapa, 2008).

Finalmente, la tasa de reaireación (K_a), representa la rapidez con la que el oxígeno del aire es transmitido al cuerpo de agua receptor. Dependiendo del tipo de corriente y

condiciones hidrodinámicas de un cuerpo de agua, autores como: Owens – Gibbs, Churchill y O'Connor – Dobbins, presentan distintas ecuaciones para determinar el coeficiente de reaeración (ver anexos – fórmula 14) (Chapra, 2008).

Las fórmulas de las tasas cinéticas están dadas a temperatura de referencia a 20 °C, sin embargo, para poder corregir las tasas cuando la temperatura varia se emplea la siguiente expresión matemática (Sierra, 2011), donde θ tiene valores de 1.024 para (K_a), y 1.047 para (K_d), (Schnoor, 1996):

$$K(T) = K_{20}\theta^{(T-20)} \quad (2)$$

Donde:

$K(T)$ = Tasa cinética corregida en función de la temperatura.

K_{20} = Tasa a 20°C.

T= Temperatura de mezcla.

Debido a que el agua representa uno de los elementos más importantes para el desarrollo de la vida humana y su vigilancia se ha vuelto una estrategia fundamental en la gestión integral de las cuencas hidrográficas, sin embargo, la elaboración de estos estudios de vigilancia de la calidad del agua son muy costosos. Es por ello que actualmente se usan los modelos matemáticos para simular cómo se comportan los contaminantes en una corriente natural y se pueda inferir escenarios futuros cuando ciertas condiciones se ven alteradas.

Los modelos son usados por el ahorro en cuanto a costos, mano de obra y tiempo se refiere. De allí parte el interés de estudiar la calidad del agua de la cuenca baja del río Moche en los meses de estiaje en base al modelo matemático de Streeter y Phelps, ya que el caudal de la corriente de agua baja, mientras la producción de las empresas industriales de la zona no cesa.

Es por ello que, con los argumentos antes expuestos, la investigación buscó ¿Cuál es el déficit de oxígeno disuelto en el agua de la cuenca baja del río Moche en los meses de abril a junio usando el modelo de Streeter y Phelps, originado por la descarga de efluentes?

La presente tesis tuvo como objetivo general estimar el déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Moche, en los meses de abril a junio del 2019, mientras que como objetivos específicos se tuvo: medir los parámetros de calidad de agua (OD, DBO_5 y temperatura) e hidromorfológicos en vertimientos y estaciones de monitoreo de la cuenca baja del río Moche, aplicar las ecuaciones de Streeter-Phelps para estimar el comportamiento del OD y la DBO_5 , y calibrar y validar el modelo con los resultados de OD medidos en las estaciones de monitoreo de la cuenca baja del río Moche.

II. MÉTODO

2.1. Diseño de investigación

Tipo de investigación: Aplicada.

Nivel de investigación: Descriptivo.

Método: Deductivo.

Diseño de la investigación: No experimental transversal.

2.2. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad

La técnica que se empleó en la investigación fue la observación y los instrumentos fueron creados para cada caso particular en la toma de datos, siendo estos: Ficha de observación: control de mediciones de parámetros de campo en vertimientos o afluentes; control de mediciones de parámetros de campo en estaciones de monitoreo; etiqueta para muestra de agua y cadena de custodia.

2.2.1. Validez y confiabilidad de los instrumentos

Para la validación del instrumento ficha de observación de la investigación (control de mediciones de parámetros de campo en vertimientos o afluentes, control de mediciones de parámetros de campo en estaciones de monitoreo, etiqueta para muestra de agua, cadena de custodia), se solicitó la evaluación de 03 expertos (ver anexo 5).

2.3. Metodología

2.3.1. Ubicación del área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca baja del río Moche, pero el estudio estuvo delimitado desde las coordenadas E: 719 237.00, N: 9 099 455.00 hasta E: 718 910.00, N: 9 099 361.00.

Con fines de modelación de OD y DBO₅, se tomó 2 tramos en la zona en estudio, estableciéndose 17 estaciones de monitoreo.

Respecto a la selección de los 2 tramos de modelación, se segmentó de esa forma debido a que en el Tramo II existen 3 vertimientos consecutivos.

Tabla 2. Tramos de modelación

Tramo	Coordenadas UTM – Zona 17L	
	Este	Norte
I	719 237.00	9 099 455.00
II	719 055.00	9 099 404.00

Fuente: Elaboración propia.

Se determinaron en campo las coordenadas de los vertimientos puntales encontrados en los tramos I y II, para esto se hizo uso de un GPS / GARMIN (ver anexo 7).

Tabla 3. Coordenadas de vertimientos

Tramo	Vertimientos	Descripción	Coordenadas UTM – Zona 17 L	
			Este	Norte
I	V1	Dren agrícola	719 125.00	9 099 451.00
II	V2	Agroindustrial del Perú	719 067.00	9 099 415.00
	V3	Danper	719 062.00	9 099 413.00
	V4		719 050.00	9 099 411.00

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Coordenadas de estaciones de monitoreo (puntos control)

Tramo	Estaciones de monitoreo	Coordenadas UTM – Zona 17L		Distancia (m)
		Este	Norte	
I	1	719 237.00	9 099 455.00	0
	2	719 213.00	9 099 443.00	28
	3	719 187.00	9 099 435.00	56
	4	719 170.00	9 099 430.00	74
	5	719 152.00	9 099 422.00	93.7
	6	719 137.00	9 099 417.00	109.7
	7	719 109.00	9099 415.00	138.7
	8	719 101.00	9 099 403.00	153.3
	9	719 083.00	9 099 398.00	172.1
II	10	719 055.00	9 099 404.00	200.9
	11	719 046.00	9 099 404.00	210.1
	12	719 029.00	9 099 401.00	227.6
	13	719 014.00	9 099 397.00	243.1
	14	718 995.00	9 099 391.00	263.1
	15	718 971.00	9 099 385.00	288.1
	16	718 947.00	9 099 379.00	313.1
	17	718 910.00	9 099 361.00	354.6

Fuente: Elaboración propia.

2.3.2. Recolección de muestras y parámetros medidos en campo

2.3.2.1. Recolección de muestras

Para la toma de muestras se siguió la R.J. N° 010-2016-ANA, cumpliendo las tres etapas que estipula:

- **Premonitoreo**
 - Reconocimiento del área de estudio.
 - Se establecieron la red de puntos de monitoreo (tabla 9, tabla 10).
 - Codificación de puntos de monitoreo.

- **Monitoreo**

- Toma de muestras puntuales en cada uno de los vertimientos y las estaciones control.
- Frascos rotulados y etiquetados (anexo 3).
- Se tomaron la muestra en un frasco Winkler, preservado a 4 °C.
- Determinación de parámetros in situ.

- **Oxígeno disuelto y temperatura:** Se utilizó el oxímetro, modelo HI19146 / HANNA y los datos fueron registrados en los anexos 1 y 2.
- **Velocidad del río:** Consistió en medir la distancia de un segmento del vertimiento o afluente al río principal estudiado, luego se midió con el cronómetro el tiempo que demora en pasar el flotador por el segmento medido. Se usó la fórmula (3), los datos se reportaron en el anexo 1 y 2.
- **Área de la sección transversal:** Consisto en medir el largo y ando de la sección trasversal. Se usó la fórmula (4), los datos se reportaron en el anexo 1 y 2.

- Llenado de cadena de custodia.

- **Posmonitoreo**

- Las muestras recolectadas fueron llevadas al laboratorio de investigación de aguas (LIA) de la Universidad Nacional de Trujillo (UNT), para el análisis de DBO₅, se usó el equipo BOD TRACK II marca HACH, el cual usa el método respirométrico (manométrico).
- Los datos obtenidos fueron analizados e introducidos a la hoja de cálculo de Excel (modelo Streeter y Phelps).

2.3.2.2. Desarrollo de modelo Streeter y Phelps

Una vez recolectados los datos de los análisis tanto de los vertimientos como de las estaciones de monitoreo, se procedió a ingresar los datos a la hoja de Excel.

- Primero se calibraron las tasas cinéticas.
- Se determinó K_d desarrollando la fórmula (13) (ver anexos) en función a la profundidad, mientras que para determinar K_a se desarrolló la fórmula (14) (ver anexos).
- Una vez calibradas las tasas se hizo uso de la fórmula (2), para corregir K_a y K_d .
- Segundo, para la modelación de la DBO₅, se utilizó el modelo de autodepuración de Streeter y Phelps”, el cual usa K_d .
- Se realizó un balance de masas de DBO₅ usando la fórmula (8) (ver anexos), la cual se alimentó para el primer punto con los datos obtenidos de la estación 1 y el V1 y así sucesivamente. Para determinar la concentración de la DBO₅ aguas abajo se usó la fórmula (9) (ver anexos).
- A continuación, se realizó un balance de temperatura se usó la fórmula (12) (ver anexos), la cual se alimentó de la temperatura de la estación de monitoreo 1 y el V1 y así sucesivamente.
- El último paso fue la modelación de OD el cual consistió en determinar el OD. En primer lugar, se calculó el oxígeno de saturación (O_{2s}) el cual está en función de la temperatura, luego se determinó el déficit de oxígeno para el cual se usó la fórmula (10) (ver anexos), el valor obtenido es el déficit inicial de oxígeno disuelto el cual fue utilizado para encontrar cual es el déficit de oxígeno en función de la distancia, para el cual se usó la fórmula (3) (ver anexos), la que se alimentó además con la velocidad, la concentración de DBO₅, K_d y K_a .

2.4. Métodos de análisis de datos

Se calibró el modelo usando el análisis de rendimiento que consistió en medir el nivel de similitud entre los datos simulados y los valores medidos en campo. Para ello se usó el Nash – Sutcliffe model efficiency coefficient (NSE), el coeficiente de determinación (R^2) y raíz del error cuadrático medio (RMSE).

$$NSE = 1,0 - \frac{\sum_{j=1}^N (y_j - \hat{y}_j)^2}{\sum_{i=1}^N (y_j - \bar{y})^2}$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^N (y_j - \bar{y})(\hat{y}_j - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{j=1}^N (y_j - \bar{y})^2} \sqrt{\sum_{j=1}^N (\hat{y}_j - \bar{y})^2}} \right)^2$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N (y_j - \hat{y}_j)^2}$$

Donde, y_j es el valor observado de la variable, \bar{y} es la media de los valores observados, y \hat{y}_j es el valor predicho por el modelo.

Para la validación de los datos de oxígeno disuelto obtenidos mediante el modelo se usó el porcentaje de error:

$$Error \% = \left| \frac{[M] - [E]}{[E]} \right| \times 100$$

Donde:

Error %	= Porcentaje de error
[M]	= Concentración del parámetro modelado
[E]	= Concentración del parámetro tomada en campo

Para la validación se muestreo el día jueves 06 de junio a las 9:00 a.m., como el modelo estuvo previamente calibrado se escogió la estación de control 17.

2.5. Aspectos éticos

La tesis fue desarrollada de tal manera que su ejecución no involucró la afectación del medio en este caso de la Cuenca baja del río Moche, ya que solo se tomaron muestras para los análisis, mas no se vertió ninguna sustancia al río.

Se generaron resultados veraces, sin manipulación por parte de los estudiantes, desde la toma de muestra donde se siguió la R.J. N° 010-2016-ANA hasta los análisis realizados con el oxímetro calibrado y los análisis de DBO₅ realizados en el laboratorio de investigación de agua en la UNT.

Toda la información recopilada para el sustento de la tesis fue citada y referenciada con motivo de respetar los derechos de autor.

III. RESULTADOS

Tabla 5. Oxígeno disuelto de estaciones de monitoreo

Tramo	Estaciones de monitoreo	[OD] mg/L				Distancia (m)
		25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19	
I	1	8.05	8.01	7.88	7.77	0
	2	8.13	8.10	7.82	7.70	28
	3	8.18	8.13	7.93	7.67	56
	4	8.06	8.17	7.82	7.60	74
	5	8.13	8.2	7.75	7.64	93.7
	6	8.06	8.17	7.80	7.79	109.7
	7	6.63	6.79	6.07	5.95	138.7
	8	8.04	7.8	6.26	6.14	153.3
	9	8.18	8.11	7.60	7.57	172.1
II	10	5.81	3.13	3.06	3.02	200.9
	11	2.60	5.05	2.85	2.91	210.1
	12	5.24	6.08	4.62	4.93	227.6
	13	6.6	6.8	5.35	5.78	243.1
	14	6.57	7.13	6.27	6.46	263.1
	15	7.57	7.37	6.35	6.29	288.1
	16	7.89	7.66	6.94	7.03	313.1
	17	8.01	7.89	7.15	7.01	354.6

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 5 se registró los datos medidos para el parámetro oxígeno disuelto en las 17 estaciones de monitoreo semana a semana, disminuyendo la concentración del mismo cuando hay presencia de vertimientos.

Tabla 6. *Temperatura en estaciones de monitoreo*

Tramo	Estaciones de monitoreo	Temperatura			
		25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
I	1	25.1	25.1	25.8	26
	2	24.8	25.1	25.7	26
	3	25	25	25.9	26
	4	25.03	25.1	25.8	26.2
	5	25	25.1	25.8	26
	6	25.1	25.02	25.7	25.9
	7	26.1	25.7	25.9	26.1
	8	25.3	25.4	25.9	26
	9	25.4	25.2	25.7	25.8
II	10	27.4	27.1	26.4	26.7
	11	29.2	24.2	26.9	27.4
	12	27.7	25.1	26.6	27
	13	26.9	25.3	26.1	26
	14	26.4	24.5	25.9	25.8
	15	25.5	24.3	25.6	25.1
	16	25.2	25.6	25.1	24.1
	17	25.2	24.2	25.1	24.4

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 6 se registró los datos medidos para el parámetro temperatura en las 17 estaciones de monitoreo semana a semana, el cual tuvo un ligero aumento en las estaciones de monitoreo ubicadas en los puntos de mezcla (agua de río más vertimientos).

Tabla 7. Demanda bioquímica de oxígeno de estaciones de monitoreo y vertimientos

Tramo	Estaciones de monitoreo/ Vertimientos	[DBO ₅] mg/L			
		25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
I	1	218	55	28	15
	V1	579	110	79	99
II	V2	591	308	227	164
	V3	382	598	850	452
	V4	477	396	343	271
	17	-	71	56	55

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 7 se registró los datos del parámetro demanda bioquímica de oxígeno en las estaciones de monitoreo 1 y 17 así como, de los vertimientos del 1 al 4. Se muestran elevadas concentraciones de DBO₅ en los vertimientos pertenecientes a un dren agrícola, Agroindustrial del Perú y Danper. Se observa también que la concentración de la DBO₅ de la estación de monitoreo 1 es menor a la de estación de monitoreo 17, esto es debido a que la estación de monitoreo 1 es el inicio, es decir, el agua de río Moche antes de los vertimientos, mientras que la estación 17 fue la última estación, por lo tanto, registró la concentración de a DBO₅ inicial sumada a la de los 4 vertimientos.

Tabla 8. Oxígeno disuelto de estaciones de monitoreo y vertimientos

Tramo	Estaciones de monitoreo/ Vertimientos	[OD] mg/L			
		25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
I	1	8.05	8.01	7.88	7.77
	V1	5.81	6.32	4.5	3.42
II	V2	0.48	0.33	0.38	0.47
	V3	2.17	2.57	2.11	1.98
	V4	0.34	0.33	0.47	0.75
	17	8.01	7.89	7.15	7.01

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 8 se registró los datos del parámetro oxígeno disuelto en las estaciones de monitoreo 1 y 17 así como, de los vertimientos del 1 al 4. Se registra en la tabla valores altos entre 7.01 y 8.05 mg/L de oxígeno disuelto para las estaciones de monitoreo 1 y 17, debido a que son puntos tomados en el río Moche antes y después de los vertimientos, sin embargo, se registra también datos con concentraciones bajas de oxígeno disuelto para los vertimientos, esto debido a las concentraciones de carga orgánica que contienen.

Tabla 9. *Temperatura de estaciones de monitoreo y vertimientos*

Tramo	Estaciones de monitoreo/ Vertimientos	Temperatura °C			
		25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
I	1	25.1	25.1	25.8	26
	V1	26.4	24.5	25.9	26.1
II	V2	31.2	31.3	28.3	27.8
	V3	30.8	28.7	29.7	30.9
	V4	29.4	26.4	28.1	28.4
	17	25.2	24.2	25.1	24.4

Fuente: Elaboración propia

Interpretación: En la tabla 9 se registró los datos del parámetro temperatura en las estaciones de monitoreo 1 y 17 así como, de los vertimientos del 1 al 4. Se evidencia en la tabla que la temperatura de los vertimientos 2, 3 y 4 son más altas que las del vertimiento 1, esto se debe a que estos son efluentes industriales.

Tabla 10. Caudal de estaciones de monitoreo y vertimientos

Estaciones de monitoreo/ Vertimientos	Caudal (m ³ /s)			
	25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
1	17.99	12.096	2.85	3.64
V1	0.35	0.42	0.35	0.24
V2	0.012	0.012	0.012	0.012
V3	0.018	0.018	0.018	0.015
V4	0.0014	0.0030	0.0051	0.0050

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 10 se registró los datos medidos para el parámetro hidromorfológico de caudal de la estación de monitoreo 1 y de los vertimientos dando como resultado un caudal promedio para el río de 9.144 m³/s, sin embargo, el vertimiento que aporta mayor caudal al río es el V1 (dren agrícola) con un promedio de 0.34 m³/s, mientras que el vertimiento que aporta menor caudal es el V4 (efluente domestico Danper) con un promedio de 0.03625 m³/s.

Tabla 11. Velocidad de estaciones de monitoreo y vertimientos

Estaciones de monitoreo/ Vertimientos	Velocidad (m/s)			
	25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
1	1.5	0.94	0.70	0.42
V1	0.50	0.60	0.64	0.73
V2	0.49	0.49	0.49	0.49
V3	1.05	1.05	1.05	1.05
V4	0.07	0.07	0.09	0.08

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 11 se midió el parámetro hidromorfológico velocidad de la estación de monitoreo 1 y de los vertimientos semana a semana, dando como resultado una mayor velocidad para la estación de monitoreo número 1, esto debido a que es el punto de inicio, el río Moche antes de los vertimientos.

Tabla 12. *Profundidad de estaciones de monitoreo y vertimientos*

Estaciones de monitoreo/ Vertimientos	Profundidad (m)			
	25/04/19	02/05/19	16/05/19	06/06/19
1	0.8	0.6	0.41	0.305
V1	0.39	0.43	0.39	0.4
V2	0.34	0.175	0.34	0.38
V3	No aplica			
V4	0.34	0.33	0.32	0.32

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 12 se midió el parámetro hidromorfológico profundidad de la estación de monitoreo 1 y de los vertimientos semana a semana, dando como resultado una mayor profundidad para la estación de monitoreo número 1, esto debido a que es un punto en el río Moche, sin embargo, podemos decir también que la profundidad de los vertimientos se mantiene semana a semana a excepción del vertimiento 2 en la semana 2 que la profundidad es menor.

Resultados de modelación

Tabla 13. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 1

Tramo	Estación de monitoreo	Distancia (m)	Velocidad (m.d ⁻¹)	DBO ₅ (mg/L)	K _a (d ⁻¹)	K _d (d ⁻¹)	O _{2s} (mg/L)	Oxígeno disuelto modelado (mg/L)	Déficit de oxígeno (mg/L)
I	1	0.0	129600	218.00	12.35	0.61	8.25	8.05	0.20
	2	28.0	129600	217.97	12.35	0.61	8.25	8.10	0.15
	3	56.0	129600	217.94	12.35	0.61	8.25	8.12	0.13
	4	74.0	129600	217.92	12.35	0.61	8.25	7.99	0.26
	5	94.0	129600	217.90	12.35	0.61	8.25	8.03	0.21
	6	110.0	129600	224.78	12.35	0.61	8.25	7.95	0.30
	7	139.0	88128	223.51	17.25	0.74	8.24	6.42	1.83
	8	153.6	88128	222.87	17.25	0.74	8.24	7.76	0.48
	9	172.4	88128	222.27	17.25	0.74	8.24	7.85	0.40
II	10	201.4	62208	220.83	15.51	0.79	8.24	5.38	2.86
	11	210.4	62208	220.35	15.51	0.79	8.24	2.32	5.92
	12	227.7	62208	219.40	15.51	0.79	8.24	4.79	3.45
	13	243.2	62208	218.56	15.51	0.79	8.24	6.05	2.20
	14	263.2	62208	217.47	15.51	0.79	8.24	5.98	2.27
	15	288.2	95040	214.88	14.66	0.69	8.24	7.16	1.09
	16	312.9	95040	214.06	14.66	0.69	8.24	7.43	0.81
	17	354.9	95040	212.68	14.66	0.69	8.24	7.49	0.76

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 14. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 2

Tramo	Estación de monitoreo	Distancia (m)	Velocidad (m.d ⁻¹)	DBO ₅ (mg/L)	K _a (d ⁻¹)	K _d (d ⁻¹)	O _{2s} (mg/L)	Oxígeno disuelto modelado (mg/L)	Déficit de oxígeno (mg/L)
I	1	0.0	81216	55.00	12.51	0.69	8.25	8.01	0.24
	2	28.0	81216	54.99	12.51	0.69	8.25	8.09	0.16
	3	56.0	81216	54.97	12.51	0.69	8.25	8.10	0.14
	4	74.0	81216	54.97	12.51	0.69	8.25	8.14	0.11
	5	94.0	81216	54.96	12.51	0.69	8.25	8.16	0.09
	6	110.0	81216	56.80	12.51	0.69	8.25	8.12	0.13
	7	139.0	60480	56.28	19.12	0.83	8.25	6.75	1.50
	8	153.6	60480	56.02	19.12	0.83	8.25	7.71	0.55
	9	172.4	60480	55.93	19.12	0.83	8.25	7.98	0.27
II	10	201.4	46656	56.17	15.69	0.84	8.25	3.27	4.98
	11	210.4	46656	56.09	15.70	0.84	8.25	5.06	3.19
	12	227.7	46656	55.77	15.70	0.84	8.25	6.02	2.23
	13	243.2	46656	55.48	15.70	0.84	8.25	6.68	1.57
	14	263.2	46656	55.12	15.70	0.84	8.25	6.97	1.28
	15	288.2	75168	53.83	22.81	0.83	8.25	7.28	0.97
	16	312.9	75168	53.43	22.81	0.83	8.25	7.54	0.71
	17	354.9	75168	52.75	22.81	0.83	8.25	7.73	0.52

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 15. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 3

Tramo	Estación de monitoreo	Distancia (m)	Velocidad (m.d ⁻¹)	DBO ₅ (mg/L)	K _a (d ⁻¹)	K _d (d ⁻¹)	O _{2s} (mg/L)	Oxígeno disuelto modelado (mg/L)	Déficit de oxígeno (mg/L)
I	1	0.0	60480	28.00	17.89	0.84	8.25	7.88	0.37
	2	28.0	60480	27.99	17.89	0.84	8.25	7.81	0.44
	3	56.0	60480	27.98	17.89	0.84	8.25	7.91	0.33
	4	74.0	60480	27.97	17.89	0.84	8.25	7.80	0.45
	5	94.0	60480	27.96	17.89	0.84	8.25	7.73	0.52
	6	110.0	60480	33.54	17.89	0.84	8.25	7.76	0.48
	7	139.0	56160	33.20	19.73	0.88	8.25	6.10	2.15
	8	153.6	56160	33.03	19.73	0.88	8.25	6.29	1.96
	9	172.4	56160	33.54	19.73	0.88	8.25	7.56	0.69
II	10	201.4	35424	37.68	26.13	0.93	8.25	3.59	4.66
	11	210.4	35424	38.02	26.15	0.93	8.25	3.43	4.82
	12	227.7	35424	33.74	26.15	0.93	8.25	5.00	3.25
	13	243.2	35424	37.49	26.15	0.93	8.25	5.61	2.64
	14	263.2	35424	37.17	26.15	0.93	8.25	6.39	1.86
	15	288.2	57888	36.30	17.57	0.83	8.25	6.37	1.88
	16	312.9	57888	36.03	17.57	0.83	8.25	6.91	1.34
	17	354.9	57888	35.58	17.57	0.83	8.25	7.09	1.16

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 16. Resultados de modelación Streeter y Phelps – Semana 4

Tramo	Estación de monitoreo	Distancia (m)	Velocidad (m.d ⁻¹)	DBO ₅ (mg/L)	K _a (d ⁻¹)	K _d (d ⁻¹)	O _{2s} (mg/L)	Oxígeno disuelto modelado (mg/L)	Déficit de oxígeno (mg/L)
I	1	0.0	36288	15.00	30.86	0.97	8.25	7.77	0.48
	2	28.0	36288	14.99	30.86	0.97	8.25	7.70	0.55
	3	56.0	36288	14.98	30.86	0.97	8.25	7.68	0.57
	4	74.0	36288	14.97	30.86	0.97	8.25	7.61	0.64
	5	94.0	36288	14.96	30.86	0.97	8.25	7.65	0.60
	6	110.0	36288	20.15	30.86	0.97	8.25	7.77	0.47
	7	139.0	33696	19.67	28.50	0.96	8.25	6.13	2.12
	8	153.6	33696	19.43	28.50	0.96	8.25	6.32	1.93
	9	172.4	33696	19.57	28.50	0.96	8.25	7.57	0.68
II	10	201.4	30240	20.71	28.16	0.97	8.25	3.79	4.46
	11	210.4	30240	20.85	28.18	0.98	8.25	3.73	4.52
	12	227.7	30240	20.52	28.18	0.98	8.25	5.43	2.82
	13	243.2	30240	20.23	28.18	0.98	8.25	6.14	2.11
	14	263.2	30240	19.85	28.18	0.98	8.25	6.70	1.55
	15	288.2	35424	18.63	28.86	0.92	8.25	6.58	1.67
	16	312.9	35424	18.26	28.86	0.92	8.25	7.17	1.08
	17	354.9	35424	17.65	28.86	0.92	8.25	7.18	1.07

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 12, 13, 14 y 15 se registra los resultados de modelación de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno en función de la distancia, haciendo uso del modelo Streeter y Phelps, también se registraron las tasas de reaireación y desoxigenación debidamente corregidas en función de la temperatura.

Tabla 17. Resultados de calibración y validación de modelo Streeter y Phelps

	Semana			
	1	2	3	4
NSE	0.94	0.99	0.98	0.95
RMSE	0.49	0.03	0.20	0.46
R²	0.985	0.991	0.998	0.998
% Error	-	-	-	2.43

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la tabla 16 se evidencia los resultados de calibración con NSE, RMSE y R², así como resultados de porcentaje de error para la validación del modelo Streeter y Phelps.

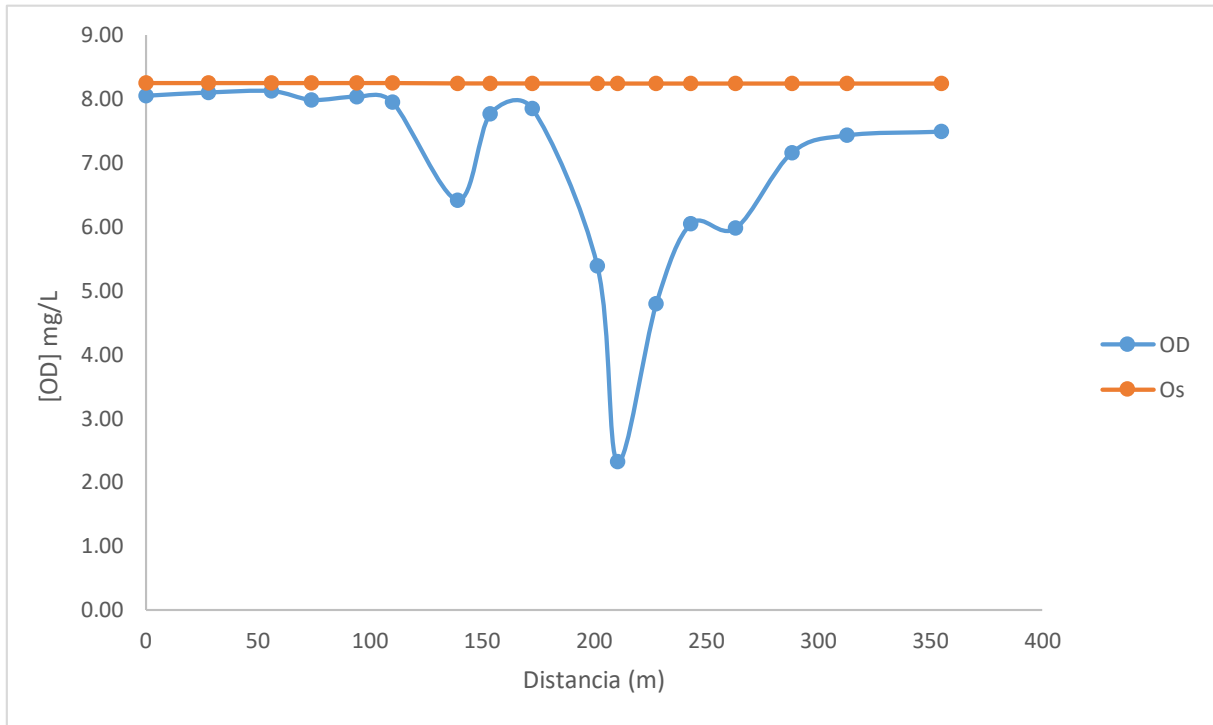


Figura 1. Perfil del oxígeno disuelto en función de la distancia - Semana 1.

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la figura 1, 2, 3 y 4 se evidencia la presencia de los vertimientos cuando la curva cae, lo que indica que la concentración de oxígeno disuelto disminuye y el déficit aumenta respecto al oxígeno de saturación.

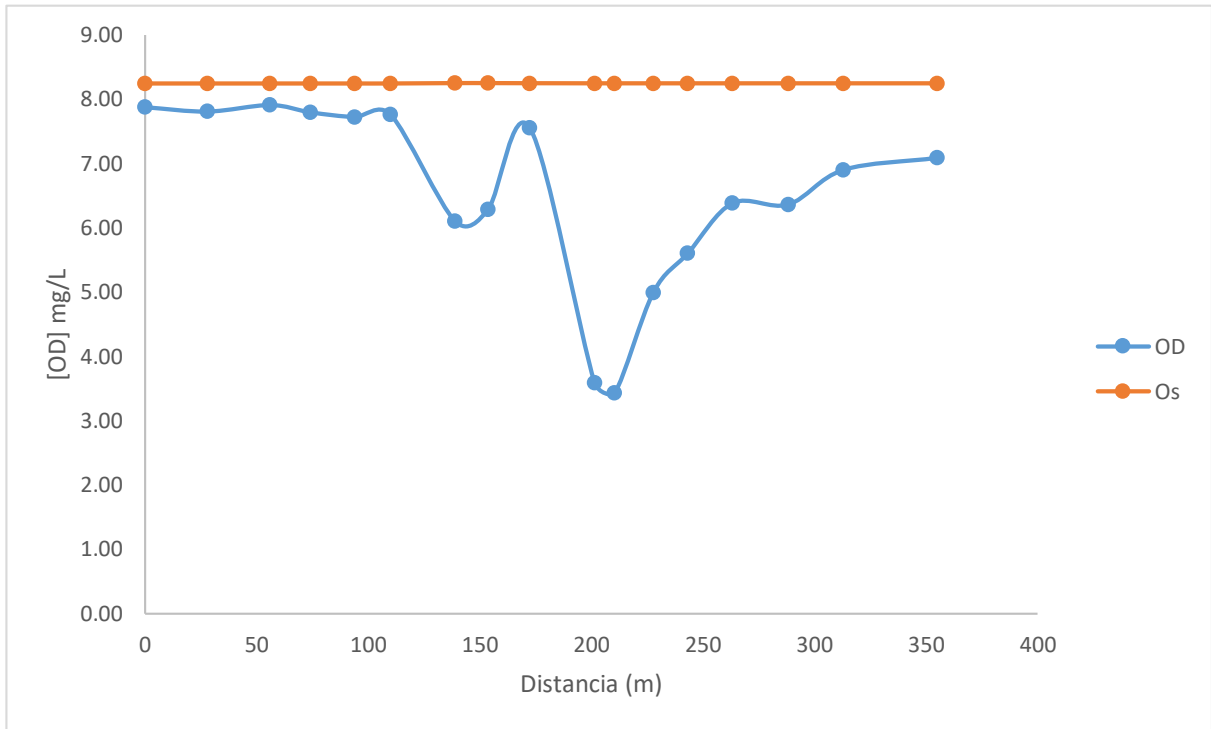


Figura 2. Perfil del oxígeno disuelto en función de la distancia - Semana 2.

Fuente: Elaboración propia

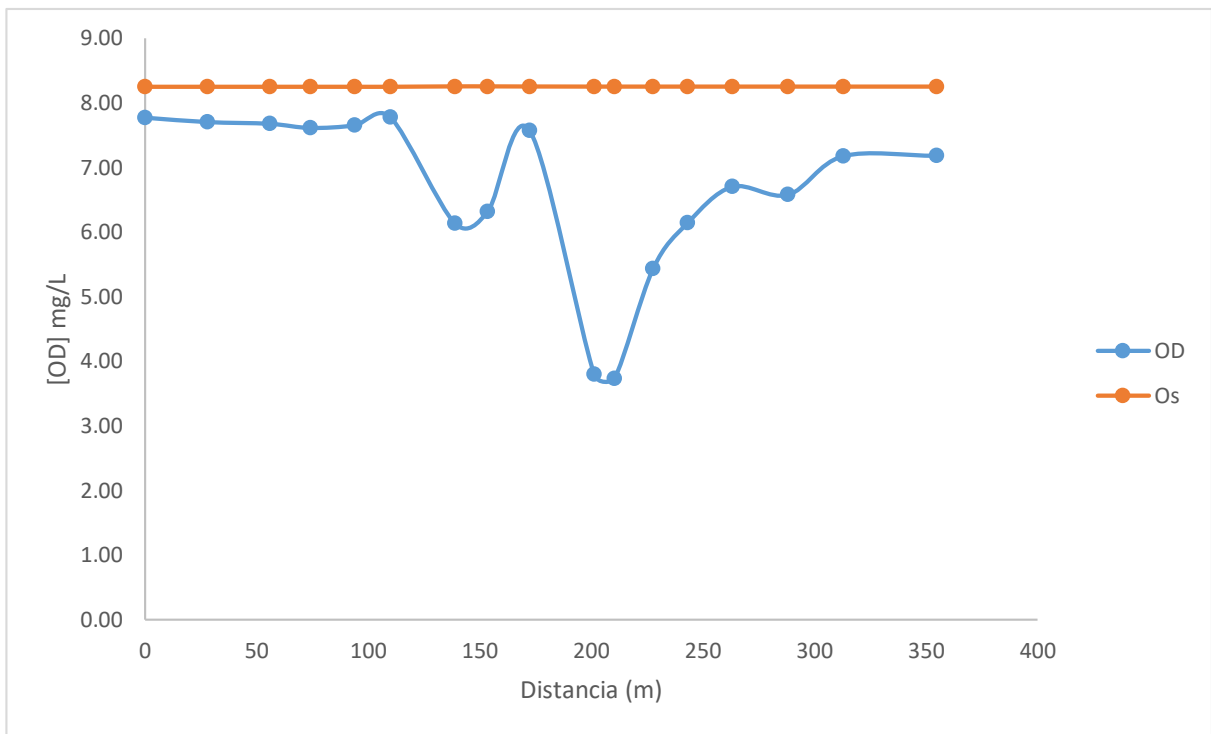


Figura 3. Perfil del oxígeno disuelto en función de la distancia - Semana 3.

Fuente: Elaboración propia

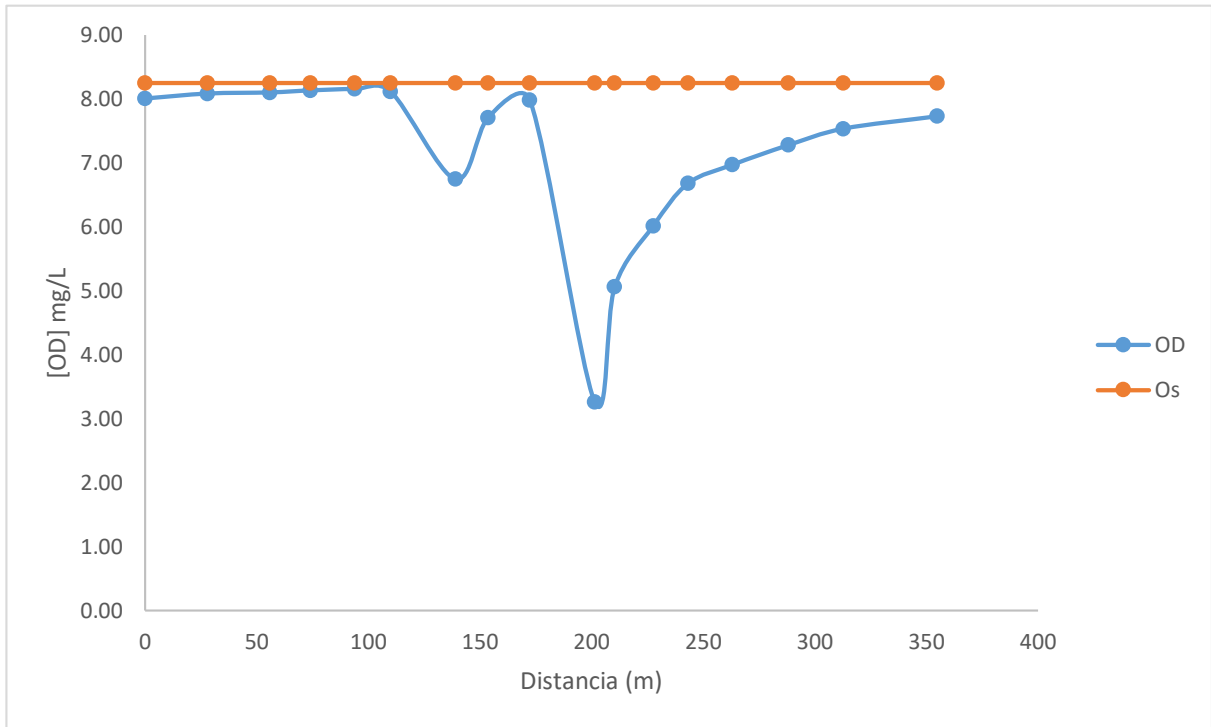


Figura 4. Perfil del oxígeno disuelto en función de la distancia - Semana 4.

Fuente: Elaboración propia

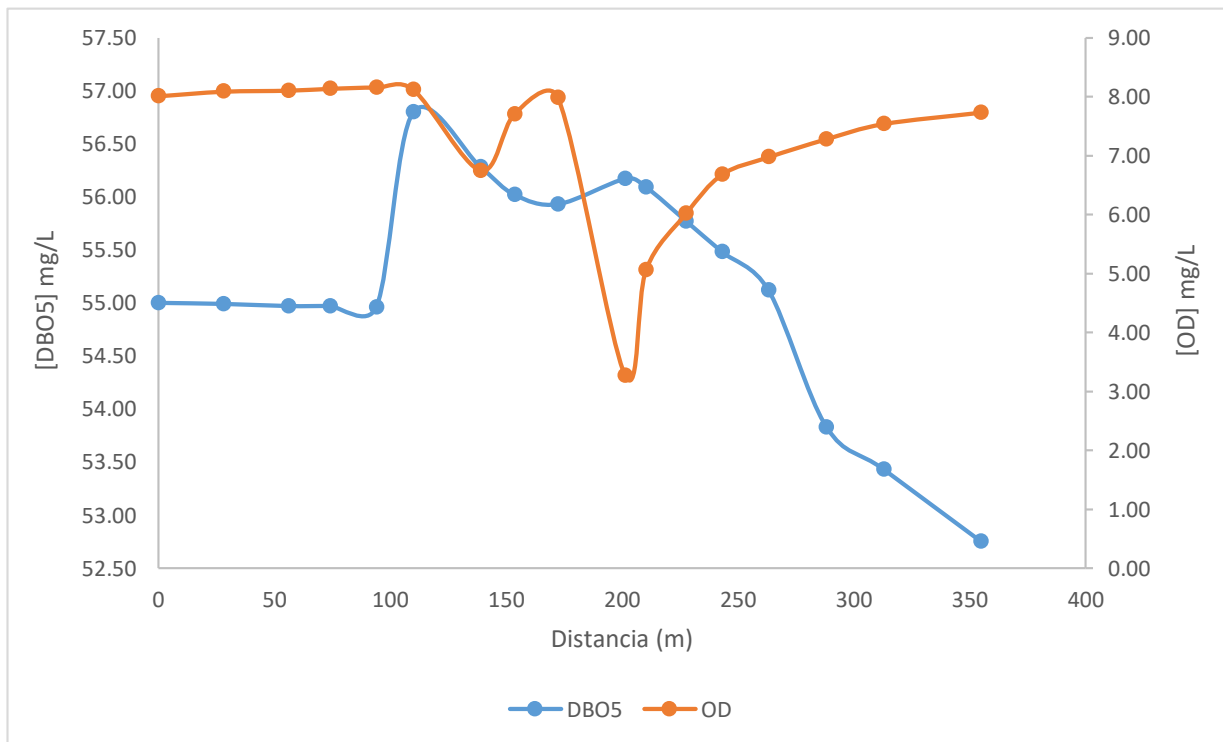


Figura 5. Perfil del oxígeno disuelto y la DBO₅ en función a la distancia - Semana 1.

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la figura 5,6,7 y 8 se evidenció la relación indirecta que tienen los parámetros de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno. Esto se explica en el comportamiento que demuestran las curvas, ya que cuando la demanda bioquímica de oxígeno es alta la curva sube, por ende, el oxígeno disuelto baja y la curva cae.

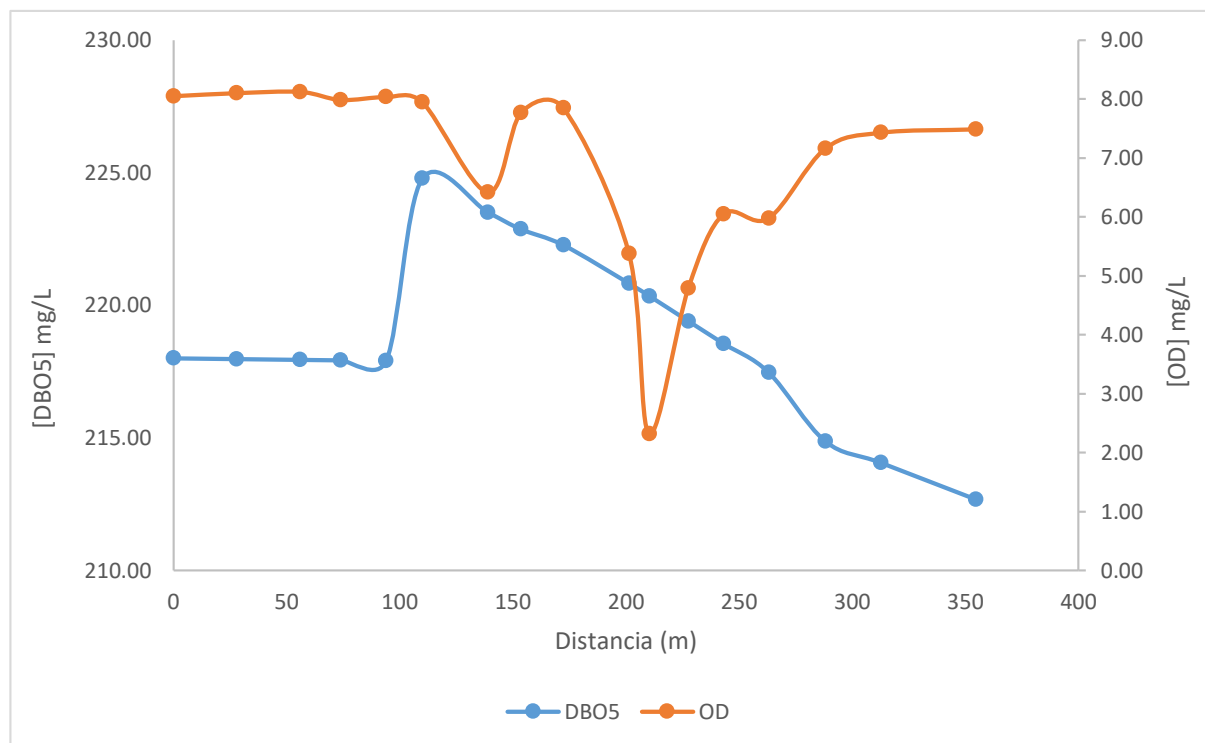


Figura 6. Perfil del oxígeno disuelto y la DBO₅ en función a la distancia - Semana 2.

Fuente: Elaboración propia.

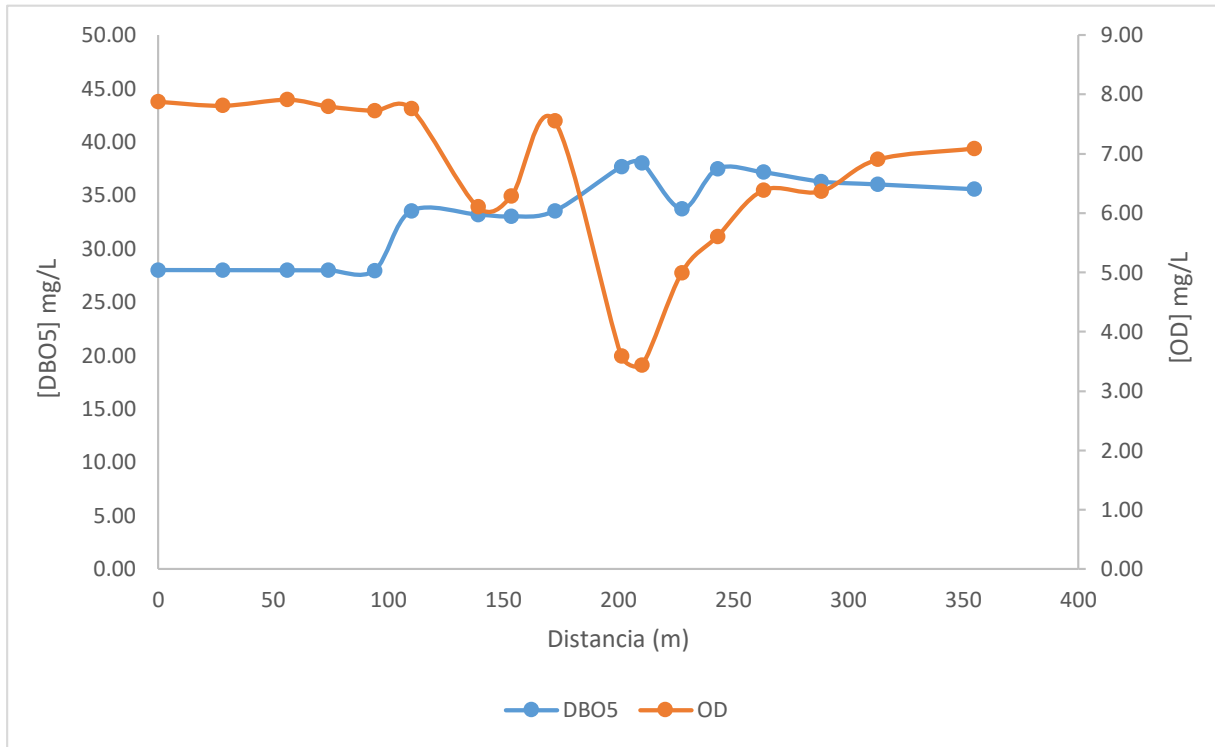


Figura 7: Perfil del oxígeno disuelto y la DBO₅ en función a la distancia - Semana 3.

Fuente: Elaboración propia.

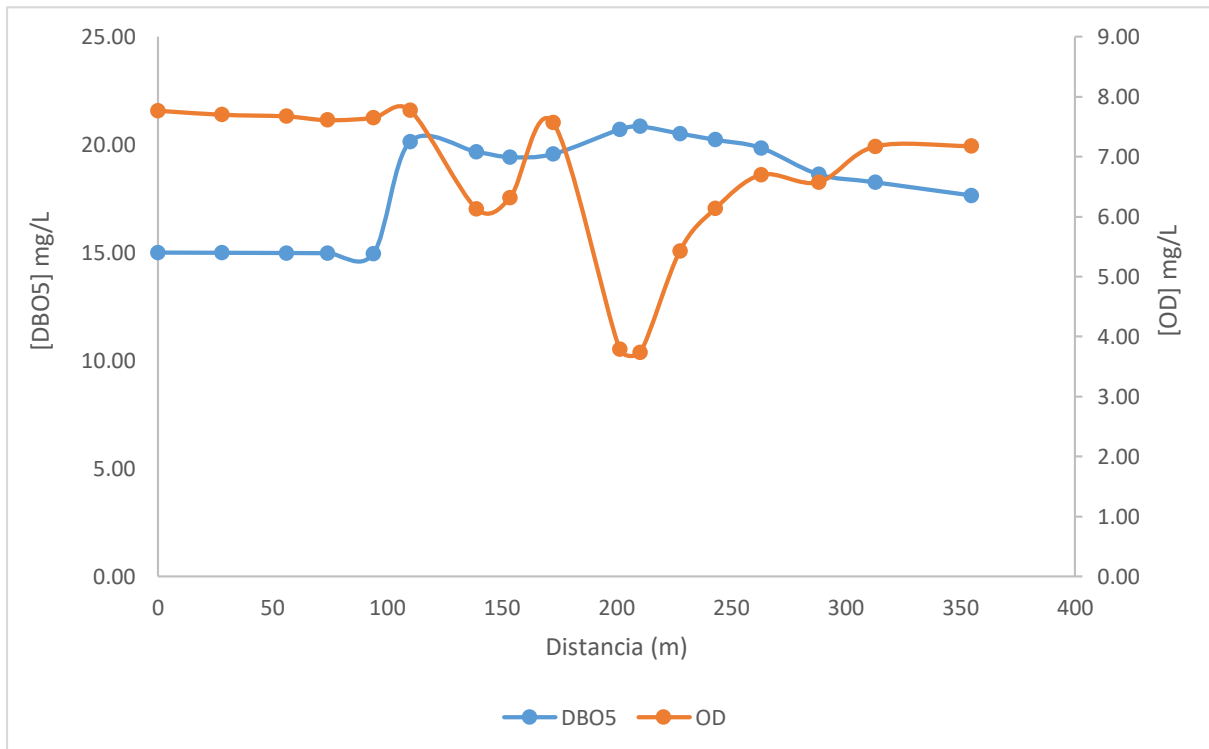


Figura 8: Perfil del oxígeno disuelto y la DBO₅ en función a la distancia - Semana 4.

Fuente: Elaboración propia.

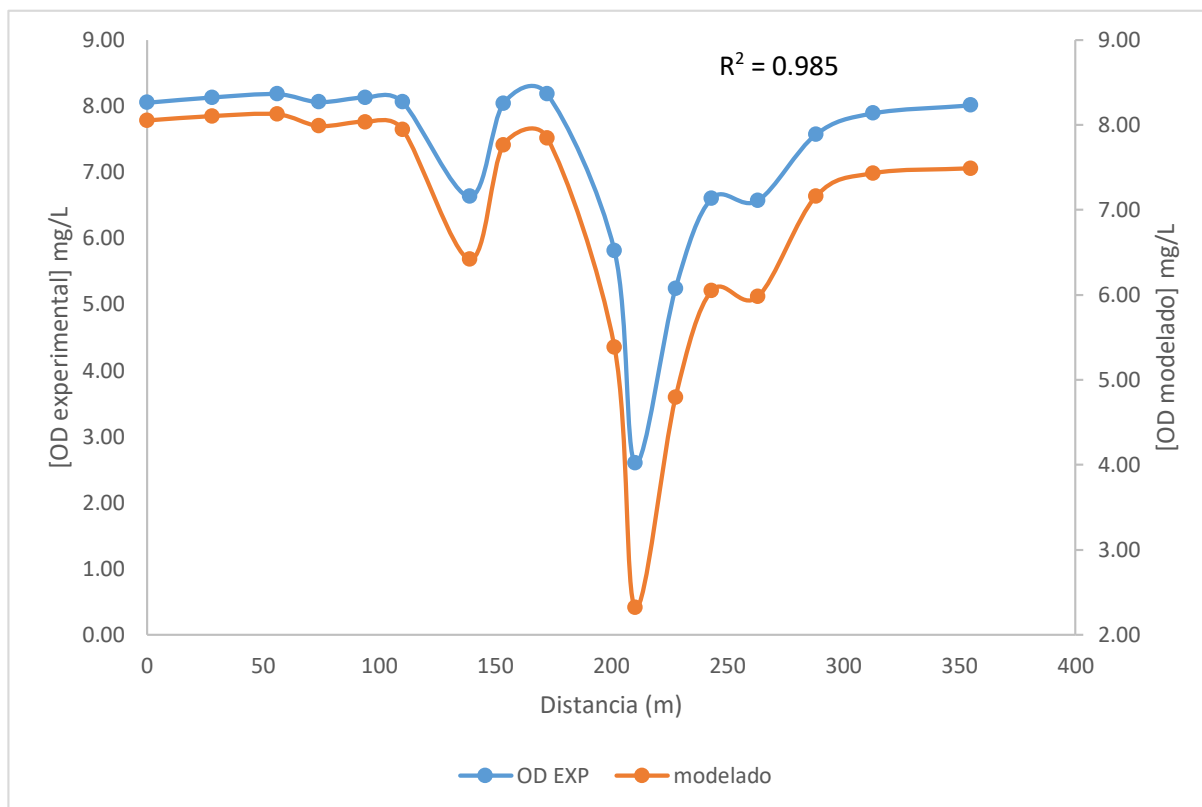


Figura 9: Perfil de oxígeno experimental y oxígeno disuelto modelado distancia semana 1.

Fuente: Elaboración propia.

Interpretación: En la figura 9, 10, 11 y 12 se evidencia los valores experimentales y los valores modelados de oxígeno disuelto semana a semana, donde se puede apreciar la similitud de los datos.

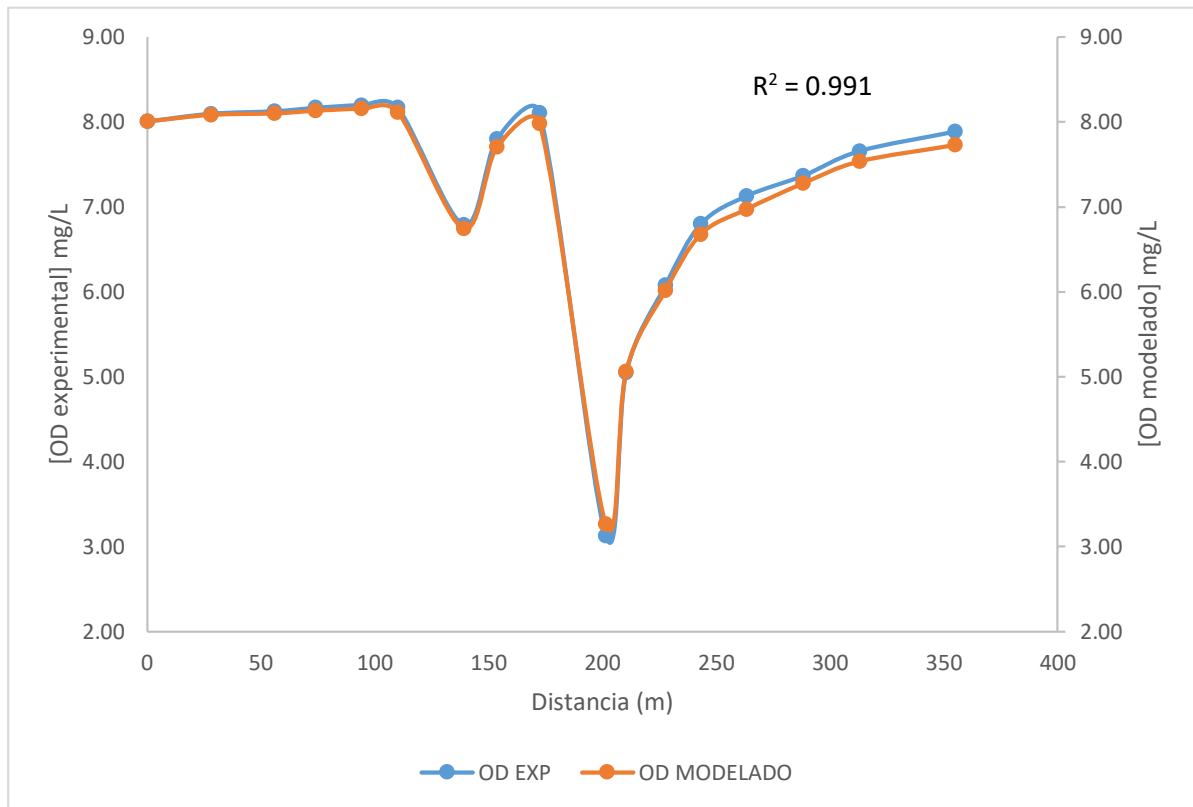


Figura 10: Perfil de oxígeno experimental y oxígeno disuelto modelado distancia semana 2.

Fuente: Elaboración propia.

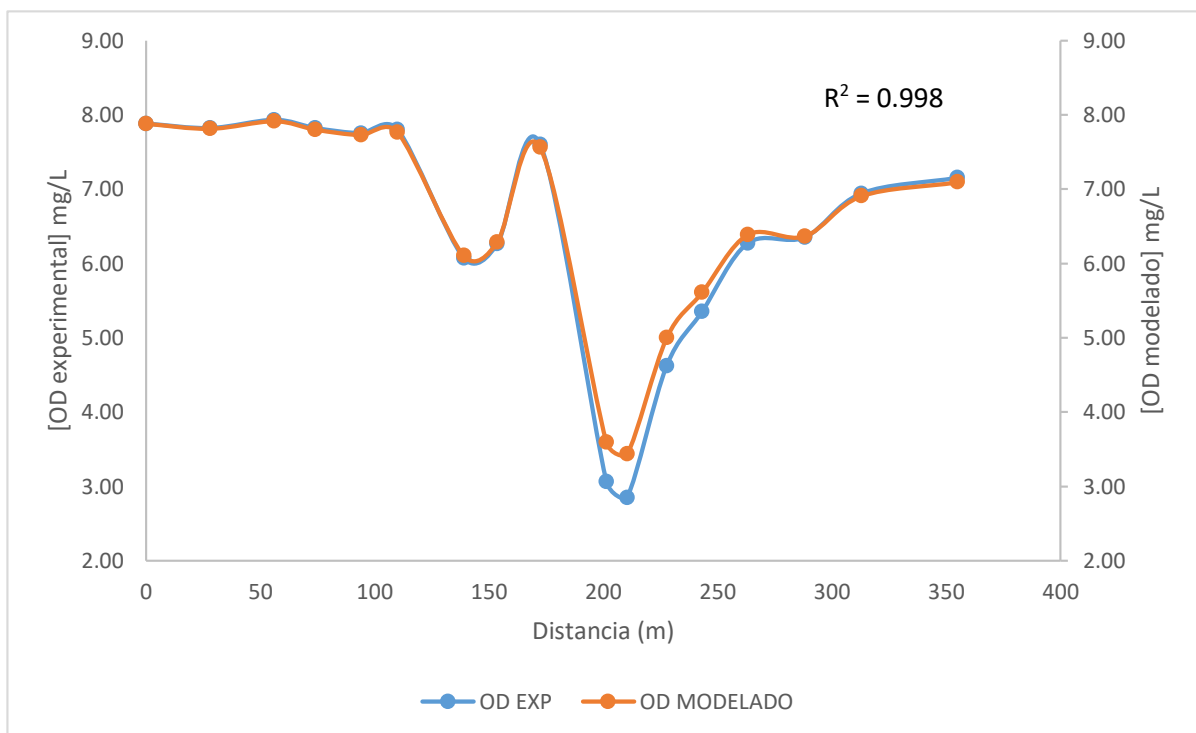


Figura 11: Perfil de oxígeno experimental y oxígeno disuelto modelado distancia semana 3.

Fuente: Elaboración propia.

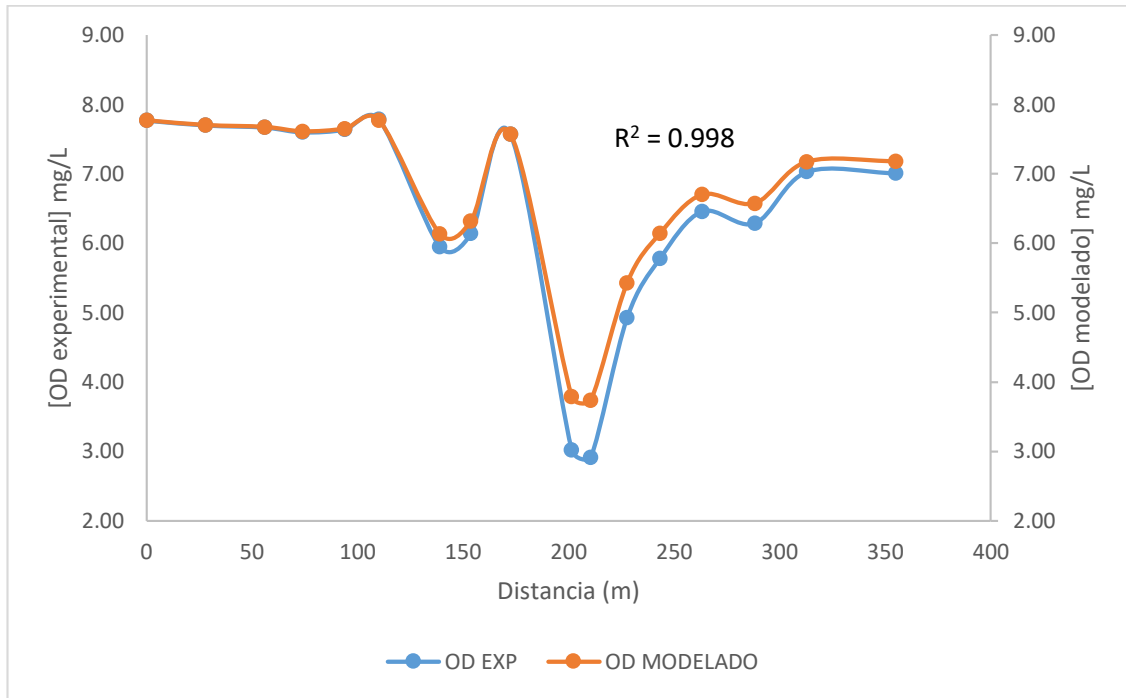


Figura 12: Perfil de oxígeno experimental y oxígeno disuelto modelado distancia - Semana 4.
 Fuente: Elaboración propia.

IV. DISCUSIÓN

En la tabla 5 se registraron los valores de oxígeno disuelto de las 17 estaciones de monitoreo, mostrando valores entre 2.60 y 8.13 mg/L. Los valores bajos de oxígeno demuestran la presencia de una fuente contaminante, en este caso la presencia de aguas residuales (vertimientos) que al entrar en contacto con el río aumentan su carga orgánica y disminuyen paralelamente el oxígeno disuelto del río. Este resultado concuerda con lo demostrado por Zúñiga en el 2012, en su tesis titulada “Modelos de simulación de calidad del agua en el río Yacuambí, en el tramo comprendido desde la formación del río Tutupali hasta la intersección del río Yacuambí con el río Zamora, en la provincia de Zamora Chinchipe – Ecuador”, donde demostró que la mayor contaminación del río Yacuambí fue debida a la descarga de vertimientos de aguas residuales de la población que estaba asentada en la ribera de dicho río.

En la tabla 8 se registraron los valores de oxígeno disuelto de las estaciones de monitoreo 1 y 17 así como, de los vertimientos 1 al 4. Se muestra datos bajos de oxígeno disuelto en los vertimientos pues estos son descargas de contaminantes puntuales, pertenecientes a un dren agrícola, Agroindustrial del Perú y Danper respectivamente, cargados con altos contenidos de materia orgánica, que consumen el oxígeno para oxidar la materia orgánica. Este argumento concuerda con lo dicho por Lecca y Limaza (2014) con su teoría de que la presencia de materia orgánica requiere de oxígeno molecular para ser degradada, por lo que genera un déficit de oxígeno aguas abajo.

En la tabla 9 se registraron los valores de temperatura altos en los vertimientos 2,3 y 4, debido a que son vertimientos de agroindustrias (Agroindustrial del Perú y Danper), que realizan sus procesos industriales a elevadas temperaturas. El aumento de la temperatura está directamente relacionado con la disminución del oxígeno disuelto como lo explica Gonzales en el 2011 y Sánchez en el 2015, quienes indican que el aumento en la temperatura del agua influye de manera negativa sobre la concentración del oxígeno disuelto.

En la tabla 10 se registraron los valores medidos para el parámetro hidromorfológico caudal de la estación de monitoreo 1 así como de los vertimientos. La variación de los datos registrados en la estación de monitoreo 1 se debe a las fechas de monitoreo, es decir el 24/04/2019 seguían las lluvias en la parte alta de la cuenca. Los datos del caudal medido en la estación de control 1 guarda relación con los datos registrados por la estación de aforo colocada en Quiruhuc por el Proyecto Especial CHAVIMOCHIC, mientras el de los vertimientos 2, 3 y 4 guardan relación con sus resoluciones directorales: R.D. N° 045– 2017 – ANA – DGCRH y R.D. N° 195 – 2018 – ANA – DCERH, donde se les otorga el permiso para verter sus aguas a las empresas Agroindustrial de Perú y Danper S.A.C.

Se calculó el déficit de oxígeno disuelto en la cuenca baja del río Moche, se presentó el déficit más alto en la semana 1 (tabla 13) con 5.92 mg/L en la estación de monitoreo número 11. El déficit de oxígeno se debe a la presencia de materia orgánica presente en el cuerpo de agua tal como lo menciona Higashino y Stefan en el 2017, quienes afirman que un déficit alto de oxígeno disuelto hace referencia a un alto contenido de carga orgánica en el agua, provocada por la descarga de efluentes industriales (OEFA, 2014), en este caso provocada por la descarga de los 4 vertimientos presentes en la ribera del río.

Según la tabla 13, 14, 15 y 16 los valores de la tasa de desoxigenación (K_d) concuerdan con lo que demuestra Pazmiño, Zambrano y Coello, en el 2018 en su tesis titulada “Water quality modeling of the Aguas Claras stream, Cantón Quevedo, Ecuador”, donde obtuvieron valores de K_d entre 0.45 d^{-1} y 1.9 d^{-1} , mientras que en la presente tesis se obtuvo valores entre 0.69 d^{-1} y 0.79 d^{-1} para la semana 1, valores entre 0.69 d^{-1} y 0.84 d^{-1} para la semana 2, valores entre 0.84 d^{-1} y 0.93 d^{-1} para la semana 3 y valores entre 0.92 d^{-1} y 0.98 d^{-1} para la semana 4.

Según la tabla 13, 14, 15 y 16 los valores de la tasa de oxigenación (K_a) concuerdan con lo que demuestra Pazmiño, Zambrano y Coello, en el 2018 en su tesis titulada “Water quality modeling of the Aguas Claras stream, Cantón Quevedo, Ecuador”, obtuvieron valores de K_a entre 15 d^{-1} y 25 d^{-1} , así como Urrego en su investigación

obtuvo valores de K_a que oscilan entre 2.92 d^{-1} y 50.47 d^{-1} . La presente tesis se obtuvo valores entre 12.35 d^{-1} y 17.25 d^{-1} para la semana 1, valores entre 12.51 d^{-1} y 22.81 d^{-1} para la semana 2, valores entre 17.57 d^{-1} y 26.15 d^{-1} para la semana 3 y valores entre 28.16 d^{-1} y 30.86 d^{-1} para la semana 4.

En la tabla 17, los resultados obtenidos de la calibración del modelo mediante el coeficiente de Nash – Sutcliffe (NSE) son cercanos a 1 lo que quiere decir que la simulación es excelente, tal y como lo menciona Molnar en el 2011, que los valores mayores a 0.8 del coeficiente NSE indican un ajuste excelente, por ende, los resultados del modelo Streeter y Phelps indican una simulación aceptable.

En la tabla 17, los resultados obtenidos para la calibración del modelo mediante la raíz del error cuadrático medio (RMSE) son cercanos a 0, esto quiere decir según Finger en el 2011 que el ajuste es perfecto, es decir, la desviación de los valores simulados respecto a los observados es pequeña.

En la tabla 17, los resultados obtenidos para la calibración del modelo mediante el coeficiente de determinación (R^2) son cercanos a 1, valores similares a los que obtuvo Pazmiño en su tesis “Modelización de la incidencia del Oxígeno disuelto y la Demanda bioquímica de oxígeno en la calidad del agua del estero Atascoso, cantón Quevedo”, lo que indica un gran nivel de ajuste entre los resultados del modelo Streeter y Phelps, esta idea es confirmada por Chin en el 2013, quien señaló que el mejor rendimiento del modelo se alcanza cuando los valores del índice de Nash-Sutcliffe y del coeficiente de determinación son muy cercanos a 1; es por ello que Cajas en el 2015 usó el modelo sin calibrarlo para su tesis e indica que el modelo ya ha sido calibrado y verificado en estudios anteriores de manera que se obtienen valores confiables.

En la tabla 17, los resultados obtenidos para la validación del modelo mediante el porcentaje de error para la estación de monitoreo 17 registro un valor de 2.43 %, comparándolo con Zúñiga en su tesis “Modelos de simulación de calidad del agua en el río Yacuambí, en el tramo comprendido desde la formación del río Tutupalí

hasta la intersección del río Yacuambí con el río Zamora, en la provincia de Zamora Chinchipe”, quien obtuvo error entre 0.82 % y 12.24 % y Pazmiño, Zambrano y Coello, en el 2018 en su tesis titulada “Water quality modeling of the Aguas Claras stream, Cantón Quevedo, Ecuador”; obtuvieron valores que oscilaron entre 0,07 % - 10 % para el oxígeno disuelto. El valor obtenido es menor al 10 % por lo que se afirma que el ajuste es aceptable como lo dice Sierra en el 2011.

Los resultados obtenidos de la calibración del modelo mediante el coeficiente de Nash – Sutcliffe (NSE), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de determinación (R^2) y la validación mediante el porcentaje de error del modelo indican que como afirma Domínguez, Borroto y Hernández en el 2005 y Urrego en el 2017; la modelación matemática es un camino a utilizar en la proyección de estrategias de saneamiento que permitan la recuperación de los cuerpos de agua, en este caso el río Moche.

V. CONCLUSIONES

- Se estimó el déficit de oxígeno disuelto en la cuenca baja del río Moche entre los meses de abril a junio usando el modelo Streeter y Phelps, presentando el déficit más alto la semana 1 con 5.92 mg/L en la estación de monitoreo número 11, y por otro lado el déficit más bajo se presentó en la semana 2 con 0.11 mg/L en la estación de monitoreo número 4.
- Se determinaron las características hidromorfológicas en vertimientos y estaciones de monitoreo de la cuenca baja del río Moche entre los meses de abril a junio, dando como resultado un caudal promedio para el río de 9.144 m³/s, sin embargo, el vertimiento que aporta mayor caudal al río es el V1 (dren agrícola) con un promedio de 0.34 m³/s, mientras que el vertimiento que aporta menor caudal es el V4 (efluente domestico Danper) con un promedio de 0.03625 m³/s.
- Se aplicaron las ecuaciones de Streeter y Phelps obteniendo como resultado para el oxígeno disuelto el valor más crítico en la semana 1 - tramo II en la estación de monitoreo número 11 con 2.32 mg/L, esto debido a la descarga de efluente doméstico de la agroindustrial Danper, mientras que para el parámetro de demanda bioquímica de oxígeno la concentración más alta se presentó en la semana 1 – en la estación de monitoreo número 4 con 224.78 mg/L por influencia de la descarga del dren agrícola cargado con altas concentraciones de materia orgánica.
- Se ajustó el modelo usando el coeficiente de Nash – Sutcliffe (NSE), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de determinación (R²), obteniendo valores promedio de 0.96, 0.29 y 0.99 respectivamente lo que indica una simulación aceptable.
- Se determinó la tasa de desoxigenación (Kd), la cual obtuvo valores entre 0.69 d⁻¹ y 0.98 d⁻¹, mientras que la tasa de oxigenación (Ka), entre 12.35 d⁻¹ y 30.86 d⁻¹ para los meses de abril a junio.

- Se midió el parámetro de oxígeno disuelto en la estación de monitoreo número 17 de la cuenca baja del río Moche para validar el modelo, dando como resultado un error de 2.43 %.

VI. RECOMENDACIONES

- Medir en época de lluvia y época de sequía.
- Constatar que los equipos a usar estén calibrados.
- Utilizar todos los equipos de protección personal para monitorear.
- El tramo en estudio que sea más extenso, para que se pueda visualizar mejor la curva de modelación.

VII. REFERENCIAS

AGUILAR Vicente, Byron. Estimación del impacto potencial de la contaminación difusa en la subcuenca Zamora Huayco, Loja, Ecuador, usando sistemas de información geográfica (SIG). Tesis (Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente). Loja. Universidad Nacional de Loja. 2016. 3 - 10 pp.

AUTORIDAD Nacional del Agua. Monitoreo participativo de calidad de agua superficial en la cuenca río Moche, La Libertad – Perú 2018. Informe Técnico N° 055-2018- ANA.AAA.HCH-AT/OEAU.

AUTORIDAD Nacional de licencias ambientales. Metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial. Bogotá. 2013. 25pp.

AVILEZ Oyuela, Lourdes. Modelo para el manejo de desechos sólidos de origen domestico generados en la acequia con el propósito de evitar la contaminación del río Chamelecón. Maestría (Educación en Ciencias Naturales con orientación en la enseñanza de la Biología). San Pedro Sula. Universidad Nacional Francisco Morazán. 13 de febrero de 2009. 30 - 50 pp.

CAJAS Parra, Valeria Andrea. Estimación de valores de contaminación difusa para el río Tomebamba en zonas periféricas y urbanas – primera aproximación. Tesis (Ingeniero Civil). Cuenca. Universidad de Cuenca, Escuela de Ingeniería Civil. 2015. 71 pp.

BELLO, Marco y PINO, Maria. Medición de presión y caudal. Boletín INIA N°28. 2000. 20 pp.

ISSN: 0117 - 4829

CHAPRA, Steven C. Surface water-quality modeling. Illinois: Waveland Press. 1997. 835 pp.

ISBN: 0070113645

CHAPRA, Steven C. Surface water-quality modeling 2.^a ed. Illinois: Waveland Press. 2008. 844 pp
ISBN: 1577666054

CEPAL. Agenda 2030 y los objetivos de desarrollo sostenible una oportunidad para América Latina y el Caribe [en línea]. Santiago: [s.n], 2018 [Fecha de la consulta: 03 de octubre de 2018]. Capítulo 6. Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos.

Disponible en:
https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/10/S1700334_es.pdf

CHIN, David A. Water-Quality Engineering in Natural Systems: Fate and Transport Processes in the Water Environment, 2nd Edition. New Jersey.2013. 472 pp
ISBN: 978-1-118-07860-0

CONTAMINACIÓN. En: Glosario de términos – Sitios Contaminados. MINISTERIO DEL AMBIENTE.2016. p 3.

Corantioquia. Manual Piragüero. Medición del caudal [en línea]. Medellín: [s.n], 2014 [Fecha de consulta: 10 de octubre de 2018].

Disponible en:
http://www.piraguacorantioquia.com.co/wpcontent/uploads/2016/11/3.Manual_Medici%C3%B3n_de_Caudal.pdf
ISBN: 9789585728073

DAVIDSEN, Claus; LIU, Suxia; MOB, Xingguo; HOLM, Peter E.; TRAPP, Stefan; ROSBJERG, Dan y BAUER-GOTTWEIN, Peter. Hydroeconomic optimization of reservoir management under downstream water quality constraints. *Journal of Hydrology* [en línea]. 529 Part 3 octubre 2015. [Fecha de consulta: 19 de abril de 2019].

Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415005788?via%3Dihub>

ISSN: 0022-1694

Departamento de asuntos económicos y sociales de Naciones Unidas (ONU-DAES). Decenio Internacional para la Acción `El agua fuente de vida` 2005-2015. 22 de octubre de 2014. [Fecha de consulta: 05 de octubre de 2018].

Disponible en: <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>

DOMINGUEZ, Judith, BORROTO, Jorge y HERNANDEZ, Anel. Empleo del modelo de Streeter y Phelps modificado para la planificación de estrategias de saneamiento del Río Almedares. Revista *CENIC* [en línea]. Vol. N°36. 2005. [Fecha de consulta: 14 de setiembre de 2018].

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181620511028>.

ISSN: 1015-8553.

FAN, Chihhao; KO, Chun-Han y WANG, Wei-Shen. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. *Journal of Environmental Management* [en línea]. 90. 1 enero 2009. [Fecha de consulta: 27 de abril de 2019].

Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147970800340X>

ISSN: 0301-4797

FINGER, D. (2011). "Calibration of Hydrological Models". Hydrological Processes and Modelling, SS. 2011. Swiss Federal Research Institute WSL. Switzerland.

GOYENOLA, Guillermo. Oxígeno disuelto. [en línea]. Junio 2007. [Fecha de consulta: 04 de abril de 2019].

Disponible en:
http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf

GONZÁLEZ, Carmen. 3. La temperatura [en línea]. Servicio de Extensión Agrícola. Octubre 2011. [Fecha de consulta: 05 de octubre de 2018].

Disponible en: <http://academic.uprm.edu/gonzalezc/HTMLobj-860/maguatemperatura.pdf>

HIGASHINO, Makoto y STEFAN, Heinz G. Oxygen uptake prediction in rivers and streams: A stochastic approach. *Journal of Environmental Management* [en línea]. 203. 1 de diciembre de 2017. [Fecha de consulta: 27 de abril de 2019].

Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717307417>
ISSN: 0301-4797

IBAÑEZ Esquivel, Gabriela. Elaboración de un plan de manejo ambiental para la conservación de la sub cuenca del río San Pablo en el Cantón la Maná, Provincia de Cotopaxi. Tesis (Ingeniería de Medio Ambiente). Latacunga. Universidad Técnica de Cotopaxi, Unidad Académica de Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales. 2012. 165 pp.

LECCA, Eduardo y LIZAMA, Edgar. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*. Vol. 17, Núm. 1. 03 de abril de 2014. [Fecha de consulta: 3 de octubre de 2018].

Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/816/81640855010.pdf>
ISSN: 1810-9993

MINISTERIO de Agricultura y Riego. MINAGRI. [Fecha de la consulta: 04 de octubre de 2018]

Disponible en: <http://www.minagri.gob.pe/portal/54-sector-agrario/cuencas-e-hidrografia/374-problematica>.

MINISTERIO de Agricultura y Riego (MINAGRI). Manual N°5/ Medición de agua. 2014.

[Fecha de la consulta: 03 de octubre de 2018]

Disponible en: <http://www.minagri.gob.pe/portal/download/pdf/manual-riego/manual5.pdf>

MOLNAR, P. (2011). "Calibration". Watershed Modelling, SS 2011. Institute of Environmental Engineering, Chair of Hydrology and Water Resources Management, ETH Zürich. Switzerland.

ROJAS Bustamante, Óscar. Manual básico para medir caudales [en línea]. Ecuador: [s.n], 2006 [Fecha de la consulta: 03 de octubre de 2018].

Disponible en: <http://www.bivica.org/upload/medir-caudales-manual.pdf>

OEFA. Fiscalización ambiental en aguas residuales [en línea]. Perú: ODIAGA, Víctor, 2014. [Fecha de la consulta: 07 de octubre de 2018].

Disponible en: https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827

ORDUZ Medina, Luis Alejandro. Determinación y comparación de la tasa de reaireación de los ríos Molinos, Torca, Arzobispo y de la quebrada la Vieja, en la ciudad de Bogotá mediante la aplicación de ecuaciones empíricas. Tesis (Ingeniero Ambiental). Bogotá. Universidad Santo Tomas, Facultad de Ingeniera Ambiental. 2016. 68 pp.

PAZMIÑO Rodríguez, Julio Cesar. Modelización de la incidencia del Oxígeno Disuelto y la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la calidad del agua del estero Atascoso, cantón Quevedo. Tesis (Magister en Administración Ambiental). Guayaquil: Universidad de Guayaquil, Unidad de PostGrado Investigación y Desarrollo. Junio – 2016. 168 pp.

PAZMIÑO, Julio, ZAMBRANO, Gabriela y COELLO, Hevert. Water quality modeling of the Aguas Claras, cantón Quevedo, Ecuador. DYNA [en línea]. 19 de enero de 2018. [Fecha de consulta: 23 de setiembre de 2018].

Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/dyna/v85n204/0012-7353-dyna-85-204-00204.pdf>.

ISSN 0012-7353.

PEREZ Manrique, Nataly. Simulación matemática de la interacción entre la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y el oxígeno disuelto (OD) en el río Chili con el método de los elementos finitos. Tesis (Ingeniería Química). Arequipa. Universidad Nacional de San Agustín, Facultad de Ingeniería de Procesos. 2017. 3 - 20 pp. QUINTIA Industrial. 8 de mayo de 2017.

Disponible en: <http://www.quintiamedioambiente.com/blog/consiste-tratamiento-efluentes-domesticos/>

Resolución Directoral N° 045 – 2017 – ANA – DGCRH. Lima, Perú, 23 de febrero de 2017.

Resolución Directoral N° 195 – 2018 – ANA – DCERH. Lima, Perú, 05 de diciembre de 2018.

Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA. Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales. Lima, Perú, enero de 2016.

SANCHEZ Ramos, David. Ingeniería Ambiental – Calidad del agua en ríos. España. Universidad de Castilla – La Mancha, Escuela de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Ciudad Real. 2015.

SCHNOOR, Jerald L. Environmental modeling; fate and transport of pollutants in water, air and soil. New York. Wiley-Interscience. 1996. 682 pp.

ISBN: 047112436

SIERRA Ramírez, Carlos A. Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico. Bogotá: Universidad de Medellín, 2011. 457 pp.
ISBN: 9789588692067

STREETER, Harry W. y PHELPS, Earle B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. [en línea]. Washington, D.C. United States Public Health Service. 1925 [fecha de consulta: 15 de octubre de 2018].

Disponible en:

<http://udspace.udel.edu/bitstream/handle/19716/1590/C%26EE148.pdf?sequence=2&isAllowed=y>

SUAREZ, J. Modelos de calidad de agua [en línea]. Coruña: [s.n], 2008 [Fecha de consulta: 06 de octubre de 2018]. Tema 5. Calidad de aguas en Ríos – Autodepuración.

Disponible

en:

ftp://ceres.udc.es/master_en_ingenieria_del_agua/master%20antiguo_antes%20de%202012/Segundo_Curso/Modelos_de_Calidad_de_Aguas/material%202010-2011/MCA_Tema_5__MODELOS_DE_CALIDAD_DE_AGUAS_EN_RIOS.pdf

URREGO Urrego, Erika Julieth. Determinación del comportamiento del oxígeno disuelto en la cuenca alta del río Tunjuelo mediante la utilización de las ecuaciones de Streeter y Phelps. Trabajo de grado (Ingeniero Civil). Universidad Católica de Colombia. Facultad de Ingeniería. Programa de Ingeniería Civil. Bogotá, Colombia. 2017. 6 pp.

ZUÑIGA Torres, Berenice Cecibel. Modelos de simulación de calidad del agua en el río Yacuambí, en el tramo comprendido desde la formación del río Tutupali hasta la intersección del río Yacuambí con el río Zamora, en la provincia de Zamora Chinchipe. Tesis (Ingeniería Civil). Loja. Universidad Técnica Particular de Loja. 2012. 157 pp.

ANEXOS

Anexo 1

FICHA DE OBSERVACIÓN: CONTROL DE MEDICIONES DE PARÁMETROS DE CAMPO EN VERTIMIENTOS O AFLUENTES						
Código del Vertimientos o Afluentes			Fecha			2019
			Hora			
Investigación	“Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Moche, 2019”					
Responsables						
Equipos y/o Instrumentos						
1. DISSOLVED OXYGEN METER MARCA HANNA – MODELO HI 9146						
2. GPS MARCA GARMIN MODELO ETREX 20						
Coordenadas	Este		Altitud (m)		Zona	17 L
	Norte					
PARÁMETROS DE CAMPO						
Oxígeno disuelto	(mg/L)					
Temperatura	(°C)					
Tiempo	(s)					
Profundidad	(m)					
Ancho de Lámina de agua	(m)					
Velocidad del río	(m/s)					
Observaciones:						

Anexo 2

FICHA DE OBSERVACIÓN: CONTROL DE MEDICIONES DE PARÁMETROS DE CAMPO EN PUNTOS DE CONTROL						
Código del Punto Control			Fecha			2019
			Hora			
Investigación	“Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Moche, 2019”					
Responsables						
Equipos y/o Instrumentos						
1. DISSOLVED OXYGEN METER MARCA HANNA – MODELO HI 9146						
2. GPS MARCA GARMIN MODELO ETREX 20						
Coordenadas	Este			Altitud (m)		
	Norte				Zona	17 L
PARÁMETROS DE CAMPO						
Oxígeno Disuelto	(mg/L)					
Temperatura	(°C)					
Observaciones:						

Anexo 3

ETIQUETA PARA MUESTRA DE AGUA

Solicitante/cliente:	
Laboratorio:	
Código punto de monitoreo:	
Tipo de cuerpo de agua:	
Fecha de muestreo:	Hora:
Muestreado por:	
Parámetro requerido:	
Preservada:	SI NO Tipo reactivo:

Anexo 5: Validación de instrumentos por expertos

CARTA DE PRESENTACIÓN

Señor: Moreno Eustaquio, Walter

Presente

Asunto: VALIDACIÓN DE INSTRUMENTOS A TRAVÉS DE JUICIO DE EXPERTO.

Me es muy grato comunicarme con usted para expresarle mi saludo y así mismo, hacer de su conocimiento que siendo estudiante del programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad César Vallejo, requiero validar los instrumentos con los cuales recogeré la información necesaria para poder desarrollar mi investigación y con la cual optaré el título de Ingeniero.

El título nombre de mi proyecto de investigación es: ""Aplicación del modelo Streeter y Phelps para estimar el Oxígeno Disuelto y la Demanda Bioquímica de Oxígeno que determinan la calidad de agua de la Cuenca baja del Río Moche, en los meses de abril a julio del 2019"" y siendo imprescindible contar con la aprobación de profesionales especializados para poder aplicar los instrumentos en mención, he considerado conveniente recurrir a usted, ante su connotada experiencia en el tema.

El expediente de validación, que le hago llegar contiene:

- Carta de presentación.
- Matriz de consistencia.
- Matriz de operacionalización de las variables.

Expresándole mis sentimientos de respeto y consideración me despido de usted, no sin antes agradecerle por la atención que dispense a la presente.

Atentamente.

Alva Saldaña, Graciela Soledad
DNI: 76273126

Rojas Gonzales, Jose Armando
DNI: 73200059

CERTIFICADO DE VALIDEZ DE CONTENIDO DEL INSTRUMENTO

N°	Items	Pertinencia ¹		Relevancia ²		Claridad ³		Sugerencias
		Sí	No	Sí	No	Sí	No	
1								
2								
3								
4								

Observaciones (precisar si hay suficiencia): Sí No

Opinión de aplicabilidad: Aplicable Aplicable después de corregir No aplicable

Apellidos y nombres del juez validador. Mg / Dr.: *Walter Moreno E* DNI: *17925213*

Especialidad del validador:

Mg. Ambiental e Ing. Químico

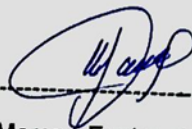
Trujillo, diciembre de 2018

¹**Pertinencia:** El ítem corresponde al concepto teórico formulado de la variable y/o dimensión.

²**Relevancia:** El ítem es apropiado para representar el indicador de la dimensión y la variable.

³**Claridad:** Se entiende sin dificultad alguna el enunciado del ítem, es conciso, exacto y directo.

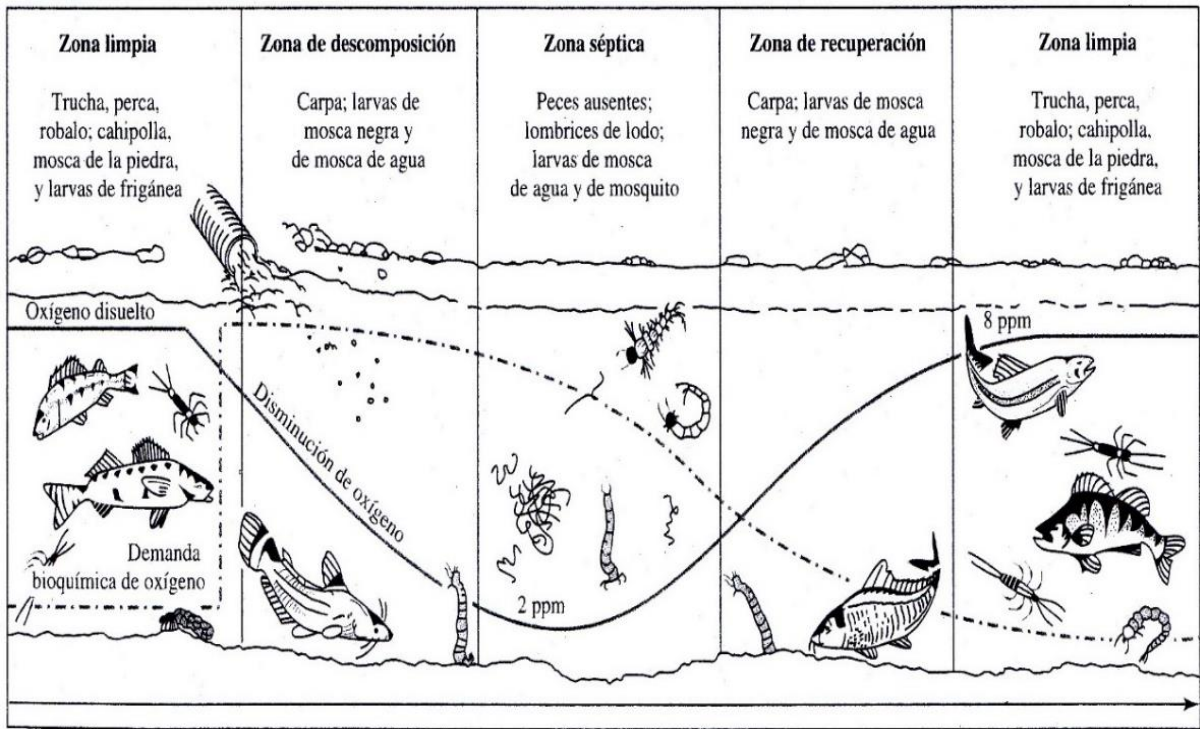
Nota: Suficiencia, se dice suficiencia cuando los ítems planteados son suficientes para medir la dimensión.



 Moreno Eustaquio, Walter

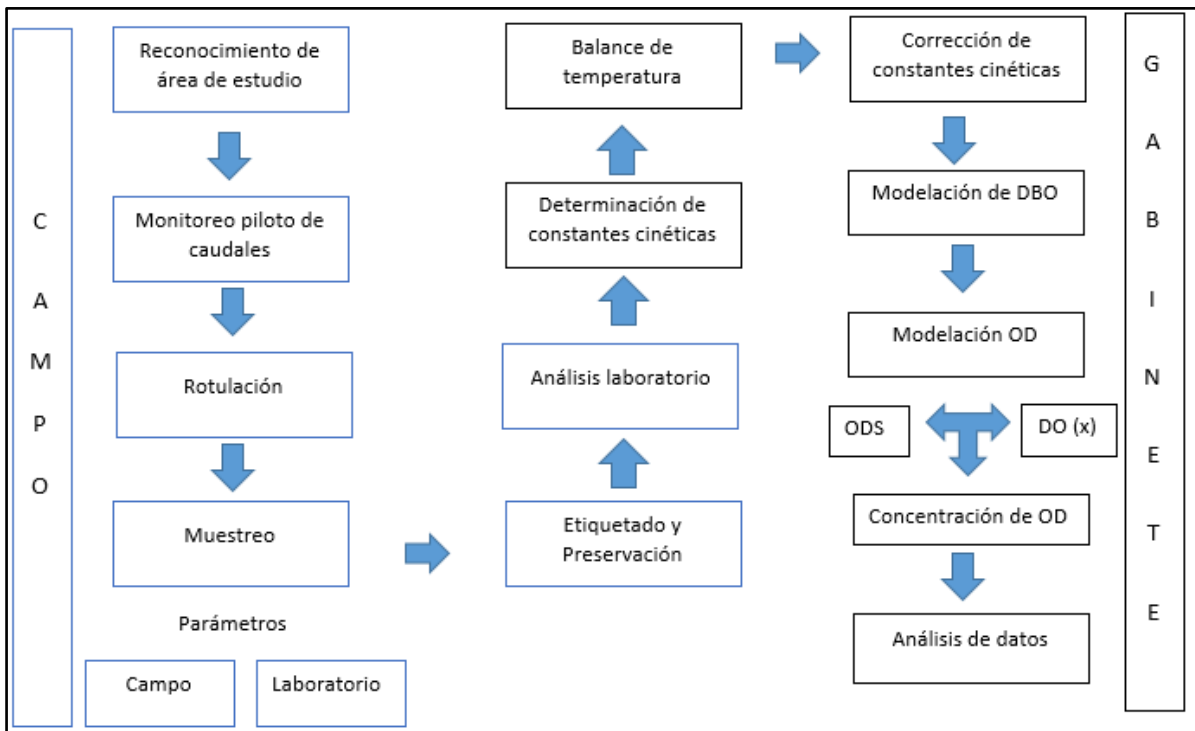
Fuente: Elaboración propia.

Anexo 6: Mínimo de oxígeno para una fuente orgánica.



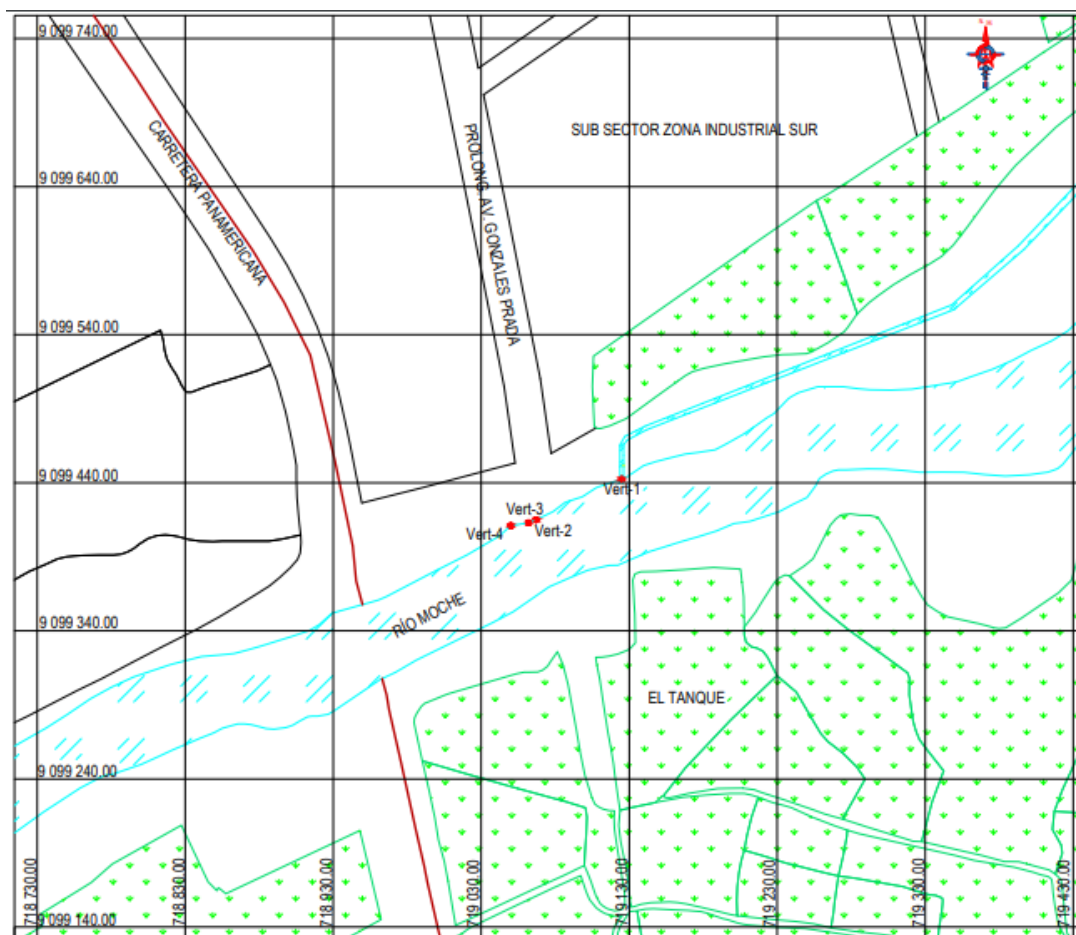
Fuente: Mackenzie, 1967

Anexo 7: Diagrama de flujo de procedimiento.



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 8: Ubicación de vertimientos – río Moche.



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 9: Equipo BOD Track II



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 10: Incubadora



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 11: Dissolved Oxygen Meter
HI 9146 / HANNA



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 12: V1 – Dren agrícola



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 13: V2 – Agroindustrial del Perú



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 14: V3 – Danper



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 15: V4 - Danper



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 16: Toma de muestra Vert1



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 17: Medición de OD in situ



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 18: Determinación de parámetros hidromorfológicos



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 19: Confluencia V2, 3 y 4



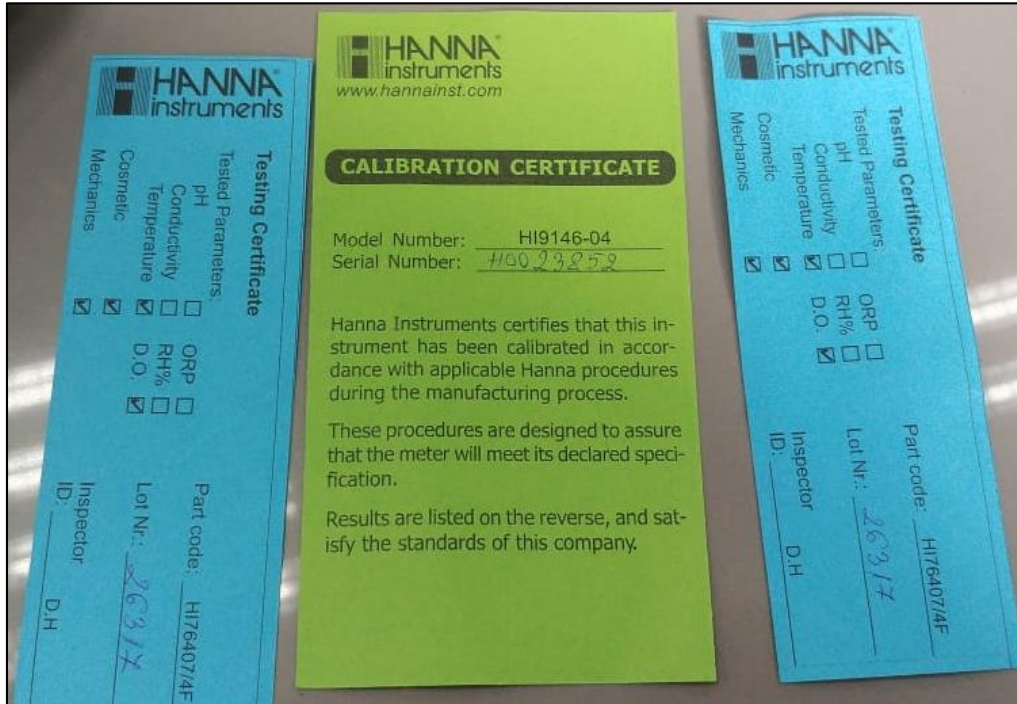
Fuente: Elaboración propia.

Anexo 20: Río Moche



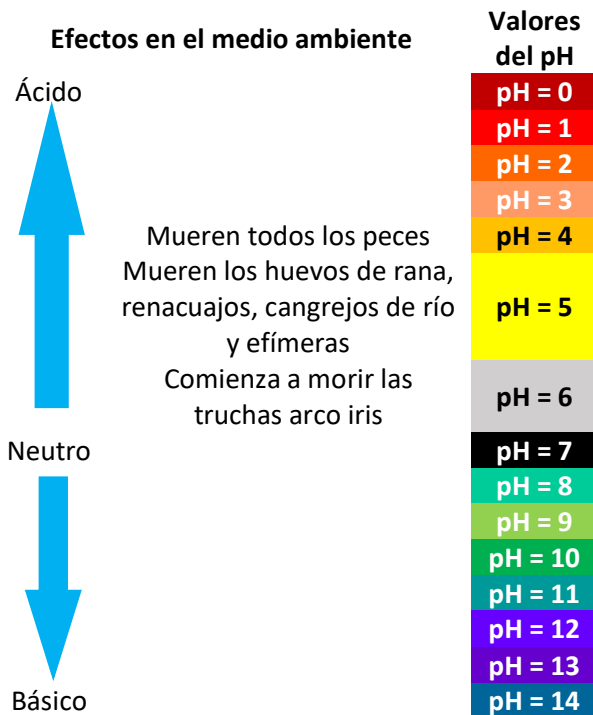
Fuente: Elaboración propia.

Anexo 21: Calibración Oxímetro



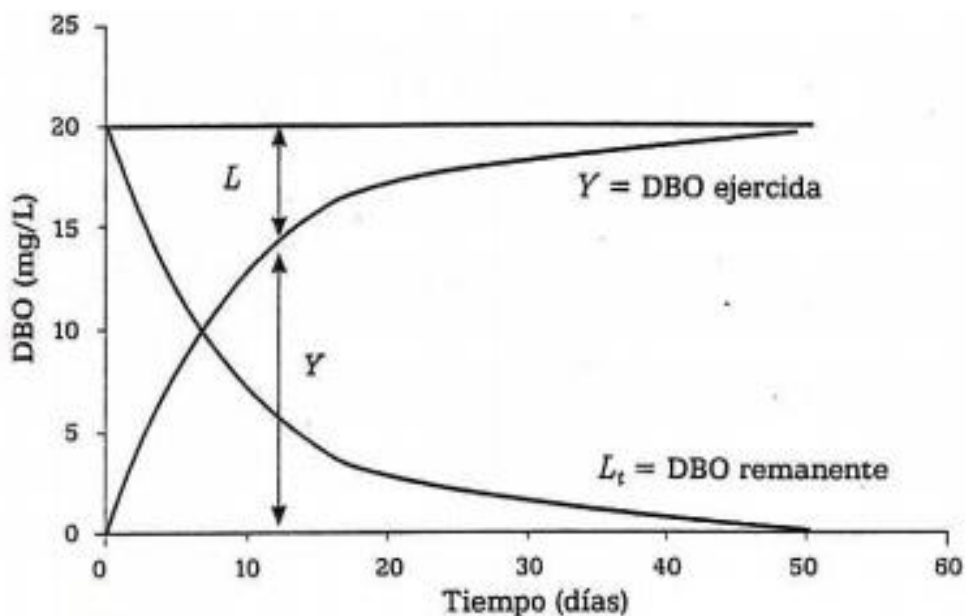
Fuente: Elaboración propia.

Anexo 22: Escala de pH



Fuente: United States Environmental Protection Agency.

Anexo 23: Cinética de la DBO



Fuente: Sierra, 2011.

Anexo 24: Tabla 17: Mean air temperature and reareation rates

Month	Mean T °C	K_d d ⁻¹	K_a d ⁻¹
January	-2.1 ^a	0.11	0.36
February	1.1	0.13	0.38
March	7.7	0.17	0.45
April	15.3	0.24	0.54
May	21.2	0.32	0.62
June	26.0	0.40	0.69
July	27.2	0.42	0.71
August	25.8	0.39	0.69
September	21.2	0.32	0.62
October	14.7	0.24	0.53
November	6.3	0.16	0.43
December	0.0	0.12	0.37

^a For January, a water temperature of zero degrees Celsius is used.

Fuente: Davidsen, Claus et al, 2015

Anexo 25: Tabla 18: *Valores típicos de la corriente de reaeración*

Cuerpo de agua	K_a a 20°C (d ⁻¹)
Estanques pequeños y remansos	0.10 – 0.23
Corrientes lentas y lagos de gran tamaño	0.23 – 0.35
Grandes corrientes de baja velocidad	0.35 – 0.46
Grandes Corrientes de velocidad normal	0.46 – 0.69
Corrientes rápidas	0.69 – 1.15
Cascadas y torrentes	> 1.15

Fuente: Chin, 2013

Anexo 26: Tabla 19: *Literature values for BOD Degradation rate (K_a)*

K_a	References
0.16 – 0.21	Wool et al., 2001
0.07	TCEPB, 2005
0.10 – 0.20	TEPA, 1997
0.15	SSOTCG, 2005
$0 < H < 2.4 \text{ m } 0.3 (H/8)^{-0.434}$ $H \gg 2.4 \text{ m } 0.3$ H: wáter Depth (m)	Chapra, 1997

Fuente: Fan, Ko y Wang, 2009

Anexo 27: Tabla 20: *Fórmulas para determinar velocidad y área de la sección transversal*

Parámetro	Velocidad	Área de la sección
Fórmula	$v = x * t$ (3)	$At = a * Pp$ (4)
Donde	x= Distancia entre el punto 1– 2 t= Tiempo recorrido del punto 1 - 2 (s)	a= Ancho del río (m) Pp= Profundidad promedio (m)

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 28: Tabla 21: *Métodos para calcular caudal y su factor de corrección*

	Método del flotador	Método de la trayectoria
Fórmula	$Q = Fc * A * (L/t) \quad (5)$	$v = x \sqrt{\frac{g}{2y}} \quad (6)$ $Q = v \times a \quad (7)$
Donde	Q = caudal del río (m^3/s) L = distancia entre puntos (m) A = área (m^2) t = tiempo (s) Fc = factor de corrección	V = Velocidad de salida del agua (m/s) x = Horizontal de la curva de salida (m) y = Vertical de la curva de la salida (m) g = Aceleración de gravedad (m/s) a = Área de la tubería (m^2)
Factor de corrección	Canal revestido en concreto, profundidad del agua >15 cm	0.8
	Canal en tierra, profundidad del agua >15 cm	0.7
	Riachuelos, profundidad del agua >15 cm	0.5
	Canales de tierra profundidad del agua < 15 cm	0.25 – 0.5

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 29: Tabla 22: *Ecuaciones para simular la DBO₅*

	Balance de masas DBO	DBO₅
Fórmula	$DBO = \frac{(Q_r * DBO_r) + (Q_a * DBO_a)}{(Q_r + Q_a)} \quad (8)$	$L = L_0 * e^{\left(\frac{-K_d * x}{u}\right)} \quad (9)$
Donde	Q _r = Caudal del río Q _a = Caudal del vertimiento DBO _r = DBO observada en el río DBO _a = DBO del vertimiento	L ₀ = DBO inicial (mg/l) L = DBO final (mg/l) K _d = Tasa de remoción total de la DBO _c (d ⁻¹) x = Distancia, en m u = Velocidad del curso de agua (m/s)

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 30: Tabla 23: *Ecuaciones para simular el oxígeno disuelto*

Fórmula	$OD = O_s - D_x \quad (10)$	Concentración de oxígeno disuelto
Donde	OD= Oxígeno disuelto Os= Oxígeno de saturación a la temperatura del proceso	
Fórmula	$\ln ODs = -139.34411 + \frac{1.575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1.243800 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4} \quad (11)$	Oxígeno de saturación
	$T = \frac{(Q_r * T_r) + (Q_a * T_d)}{(Q_r + Q_d)} \quad (12)$	
Donde	ln ODs= Logaritmo natural de oxígeno de saturación T _a = Temperatura de mezcla(°C) Q _r = Caudal del río Q _a = Caudal del vertimiento T _r = Temperatura observada en el río T _d = Temperatura del vertimiento	

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 31: Tabla 24: *Ecuaciones para encontrar las tasas cinéticas*

Fórmula	$K_d = 0.3 * \left(\frac{H}{2.4}\right)^{-0.434} \quad \text{para: } 0 \leq H \leq 2.4 \quad (13)$ $K_d = 0,3 \quad \text{para: } H > 2,4$	K_d
Donde	K_d = Coeficiente de desoxigenación en cuerpo receptor (d^{-1}) H= Profundidad (m).	

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 32: Tabla 25: *Ecuaciones de reaireación para ríos de planicie*

Parámetro	O'Connor – Dobbins	Churchill	Owens – Gibbs	(14)
Profundidad (m)	0.30 – 9.14	0.61 – 3.35	0.12 – 0.73	
Velocidad media (m/s)	0.15 – 0.49	0.55 – 1.52	0.03 – 0.55	
Expresiones	$k_a = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$	$k_a = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}}$	$k_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}}$	

Fuente: Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA), 2013.

Acta de Aprobación de Originalidad de Tesis

 UCV <small>UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO</small>	ACTA DE APROBACIÓN DE ORIGINALIDAD DE TESIS	Código : F06-PP-PR-02.02 Versión : 10 Fecha : 10-06-2019 Página : 1 de 1
--	--	---


Yo, Dr. José Félix Rivera Méndez
 docente de la Facultad Ingeniería
 Escuela Profesional Ingeniería Ambiental de la Universidad César
 Vallejo - Trujillo (precisar filial o sede), revisor (a) de la tesis titulada:

"Estimación del déficit de Oxígeno disuelto usando el modelo
Streeter y Phelps en la cuenca baja del Río Macho, 2019

del (de la) estudiante Alva Saldarña Graciela Soledad
 constato que la investigación tiene un índice de
 similitud de 14.4% verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin.

El/la suscrito (a) analizó dicho reporte y concluyó que cada una de las
 coincidencias detectadas no constituyen plagio. A mi leal saber y entender la tesis
 cumple con todas las normas para el uso de citas y referencias establecidas por la
 Universidad César Vallejo.

Lugar y fecha Trujillo, 14 de enero de 2020



Firma
Dr. José Félix Rivera Méndez
 Nombres y apellidos del (de la) docente

DNI: 1.725.9372.....

Elaboró	Dirección de Investigación	Revisó	Representante de la Dirección / Vicerrectorado de Investigación y Calidad	Aprobó	Rectorado
---------	----------------------------	--------	---	--------	-----------

ACTA DE APROBACIÓN DE ORIGINALIDAD DE TESIS

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	ACTA DE APROBACIÓN DE ORIGINALIDAD DE TESIS	Código : F06-PP-PR-02.02 Versión : 10 Fecha : 10-06-2019 Página : 1 de 1
--	---	---

Yo, Dr. José Félix, Rivera Méndez
 docente de la Facultad.....Ingeniería.....y
 Escuela Profesional.....Ingeniería Ambiental..... de la Universidad César
 Vallejo -...Trajillo.....(precisar filial o sede), revisor (a) de la tesis titulada:

"Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo
Streeter y Phelps en la cuenca baja del Río Macho, 2019
";
 del (de la) estudiante Rojas Gonzales, José Armando
 constato que la investigación tiene un índice de
 similitud de .14.% verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin.

El/la suscrito (a) analizó dicho reporte y concluyó que cada una de las
 coincidencias detectadas no constituyen plagio. A mi leal saber y entender la tesis
 cumple con todas las normas para el uso de citas y referencias establecidas por la
 Universidad César Vallejo.

Lugar y fecha...Trajillo, 14 de enero de 2020...



Firma
Dr. José Félix, Rivera Méndez
 Nombres y apellidos del (de la) docente
 DNI: 17259376.....

Elaboró	Dirección de Investigación	Revisó	Representante de la Dirección / Vicerrectorado de Investigación y Calidad	Aprobó	Rectorado
---------	----------------------------	--------	---	--------	-----------

Pantallazo del Software Turnitin

"Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Moche, 2019"

UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

"Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Moche, 2019"

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL

AUTORES:
Alva Saldaña, Graciela Soledad (ORCID: 0000-0003-4581-1248)
Rojas Gonzales, Jose Armando (ORCID: 0000-0002-4101-0032)

ASESOR:
Dr. Rivero Méndez, José Félix (ORCID: 0000-0002-9147-1451)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:
Calidad y gestión de los recursos naturales

Trujillo - Perú
2019

de palabras: 10412

Text-only Report | High Resolution | Activado

Resumen de coincidencias

14 %

Se están viendo fuentes estándar

Ver fuentes en inglés (Beta)

Coincidencias

1	Entregado a Universida... Trabajo del estudiante	2 %
2	dspace.ucuenca.edu.ec Fuente de Internet	2 %
3	dspace.utpl.edu.ec Fuente de Internet	2 %
4	www.scielo.org.co Fuente de Internet	1 %
5	repositorio.ucv.edu.pe Fuente de Internet	1 %
6	www.minaqua.org Fuente de Internet	1 %
7	Entregado a Escuela P... Trabajo del estudiante	1 %
8	hdl.handle.net Fuente de Internet	<1 %
9	Entregado a Pontificia ... Trabajo del estudiante	<1 %
10	repositorio.espe.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
11	Entregado a Universida... Trabajo del estudiante	<1 %

Formulario de Autorización para la Publicación Electrónica de las Tesis



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación (CRAI)
"César Acuña Peralta"

FORMULARIO DE AUTORIZACIÓN PARA LA PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DE LAS TESIS

1. DATOS PERSONALES

Apellidos y Nombres: (solo los datos del que autoriza)

Alva Saldana Graciela Soledad
D.N.I. : 76773126
Domicilio : Canave y Mena 907 - Las Guinimas
Teléfono : Fijo : 20138.2 Móvil : 947783815
E-mail : alva.gsoa@gmail.com

2. IDENTIFICACIÓN DE LA TESIS

Modalidad:

Tesis de Pregrado

Facultad : Ingeniería
Escuela : Ingeniería Ambiental
Carrera : Ingeniería Ambiental
Título : Ingeniería Ambiental

Tesis de Post Grado

Maestría

Doctorado

Grado :
Mención :

3. DATOS DE LA TESIS

Autor (es) Apellidos y Nombres:

Alva Saldana Graciela Soledad
Pejos Gonzales Tora Armando

Título de la tesis:

Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el modelo
Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Neche, 2019.

Año de publicación : 15/05/2020

4. AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN VERSIÓN ELECTRÓNICA:

A través del presente documento, autorizo a la Biblioteca UCV-Lima Norte, a publicar en texto completo mi tesis.

Firma :

Fecha : 15/05/2020

Formulario de Autorización para la Publicación Electrónica de las Tesis



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación (CRAI)
"César Acuña Peralta"

FORMULARIO DE AUTORIZACIÓN PARA LA PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DE LAS TESIS

1. DATOS PERSONALES

Apellidos y Nombres: (solo los datos del que autoriza)

Pejos, Gonzales, Jose Armando
D.N.I. : 73200059
Domicilio : Sanchez Carrion 549 - Vista Alegre
Teléfono : Fijo : 620387 Móvil : 962702875
E-mail : jorgel7.ar@gmail.com

2. IDENTIFICACIÓN DE LA TESIS

Modalidad:

Tesis de Pregrado

Facultad : Ingeniería
Escuela : Ingeniería Ambiental
Carrera : Ingeniería Ambiental
Título : Ingeniería Ambiental

Tesis de Post Grado

Maestría

Doctorado

Grado :
Mención :

3. DATOS DE LA TESIS

Autor (es) Apellidos y Nombres:

Alva Saldana, Graciela Soledad
Pejos, Gonzales, Jose Armando

Título de la tesis:

Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando el método
Schoeller y Phelps en la cuenca baja del río Huacho, 2019.

Año de publicación : 15/01/2020

4. AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN VERSIÓN ELECTRÓNICA:

A través del presente documento, autorizo a la Biblioteca UCV-Lima Norte, a publicar en texto completo mi tesis.

Firma :

Fecha : 15/01/2020

Autorización de la versión final del Trabajo de Investigación



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

AUTORIZACIÓN DE LA VERSIÓN FINAL DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

CONSTE POR EL PRESENTE EL VISTO BUENO QUE OTORGA EL ENCARGADO DE INVESTIGACIÓN DE

Facultad de Ingeniería - Ingeniería Ambiental

A LA VERSIÓN FINAL DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN QUE PRESENTAN:

Alva Saldana Graciela Soledad

Rojas Gonzales Jose Armando

INFORME TITULADO:

Estimación del déficit de oxígeno disuelto usando
el modelo Streeter y Phelps en la cuenca baja del río Neche, 2019.

PARA OBTENER EL TÍTULO O GRADO DE:

Ingeniero Ambiental

SUSTENTADO EN FECHA: 19-11-19

NOTA O MENCIÓN: 18 Unanimidad



FIRMA DEL ENCARGADO DE INVESTIGACIÓN