



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE
INGENIERÍA AMBIENTAL Y FORESTAL



**“EFICIENCIA DE LOS MICROORGANISMOS NATIVOS AISLADOS
DEL RÍO TOROCOCHA EN LA BIODEGRADACIÓN DE LA MATERIA
ORGÁNICA”**

Bach. Yordy Mamani Apaza

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

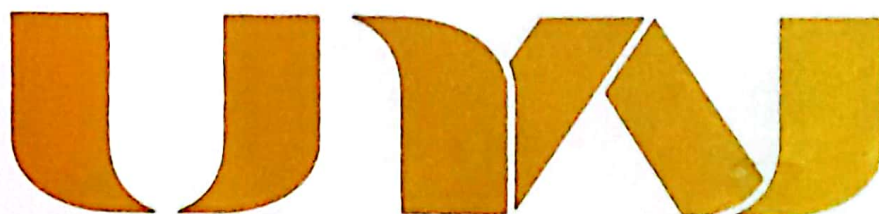
**Línea de investigación
Gestión de los recursos hídricos**

**Asesor:
M. Sc. Hugo Apaza Aquino**

Juliaca, 2023



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE
INGENIERÍA AMBIENTAL Y FORESTAL



**“EFICIENCIA DE LOS MICROORGANISMOS NATIVOS AISLADOS
DEL RÍO TOROCOCHA EN LA BIODEGRADACIÓN DE LA MATERIA
ORGÁNICA”**

Bach. Yordy Mamani Apaza

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

Línea de investigación
Gestión de los recursos hídricos

Asesor:
M. Sc. Hugo Apaza Aquino

Juliaca, 2023

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE
INGENIERÍA AMBIENTAL Y FORESTAL



**“EFICIENCIA DE LOS MICROORGANISMOS NATIVOS AISLADOS
DEL RÍO TOROCOCHA EN LA BIODEGRADACIÓN DE LA MATERIA
ORGÁNICA”**

Bach. Yordy Mamani Apaza

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL

Línea de investigación
Gestión de los recursos hídricos

Asesor:
M Sc. Hugo Apaza Aquino

Juliaca, 2023

Mamani, Y. (2023) *Eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica*, (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Juliaca.

AUTOR: Yordy Mamani Apaza

TÍTULO: Eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica

PUBLICACIÓN: Juliaca, 2023

DESCRIPCIÓN: Cantidad de páginas (128 pp)

NOTA: Tesis **Escuela profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal** - Universidad Nacional de Juliaca.

CÓDIGO: 01-000026-01/M22

NOTA: Incluye bibliografía

ASESOR: M.Sc. Hugo Apaza Aquino

PALABRAS CLAVE:

Biodegradación, demanda bioquímica de oxígeno, aislamiento de microorganismos, materia orgánica y microorganismos nativos.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE
INGENIERÍA AMBIENTAL Y FORESTAL

**“EFICIENCIA DE LOS MICROORGANISMOS NATIVOS AISLADOS
DEL RÍO TOROCOCHA EN LA BIODEGRADACIÓN DE LA MATERIA
ORGÁNICA”**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

Presentado por:
Bach. Yordy Mamani Apaza

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

PRESIDENTE



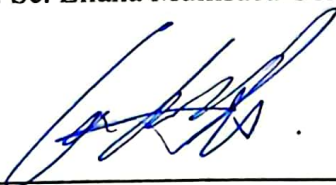
Dr. Wile Mamani Navarro

SECRETARIO




M. Sc. Eliana Mullisaca Contreras

VOCAL



M. Sc. Godofredo Huanca Chambi

ASESOR



M. Sc. Hugo Apaza Aquino

Document Information

Analyzed document	Yordy_Mamani_Apaza_Borrador_tesis.pdf (D166533399)
Submitted	2023-05-11 04:21:00
Submitted by	
Submitter email	wmamani@unaj.edu.pe
Similarity	7%
Analysis address	wmamani.unaj@analysis.arkund.com

Sources included in the report

SA	Tesis Posgrado con formato CORREGIDO.pdf Document Tesis Posgrado con formato CORREGIDO.pdf (D106968778)	 2
SA	osorio_ol.pdf Document osorio_ol.pdf (D30446198)	 3
SA	submission.pdf Document submission.pdf (D122613694)	 2
SA	MENDOZA GUEVARA-LAZÓN ZAMORA INFORME FINAL DE TESIS-TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES MEDIANTE UN SISTEMA DE PAREDES VERDES CON LAS ESPECIES APTENIA CORDIFOLIA Y NEPHROLEPIS OBLITERATA..pdf Document MENDOZA GUEVARA-LAZÓN ZAMORA_INFORME FINAL DE TESIS-TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES MEDIANTE UN SISTEMA DE PAREDES VERDES CON LAS ESPECIES APTENIA CORDIFOLIA Y NEPHROLEPIS OBLITERATA..pdf (D144907934)	 3
W	URL: https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/3218169 Fetched: 2023-05-11 04:23:00	 2
W	URL: https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro31.pdf Fetched: 2023-05-11 04:22:00	 15
SA	13375-Trigoso Villalovos Fernando - Tejeda García Edison.pdf Document 13375-Trigoso Villalovos Fernando - Tejeda García Edison.pdf (D42004441)	 3
SA	UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA / 402469111.docx Document 402469111.docx (D45634427) Submitted by: mhumpiri@unaj.edu.pe Receiver: mhumpiri.unaj@analysis.arkund.com	 1

DEDICATORIA

El presente trabajo de investigación está dedicado principalmente a Dios, por darme la vida e iluminar mi camino para tomar las decisiones correctas, a mis padres, hermano y a mi familia, por el apoyo y motivación que siempre me brindan; en especial a mi madre por su amor, paciencia, trabajo y sacrificio en todos estos años.

A todas las personas que fueron parte de este proyecto que gracias a ellos y su apoyo pude culminar satisfactoriamente.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios, quien ilumina siempre mi camino, que gracias a su fortaleza y bendición en los momentos que fueron indispensables para culminar este proyecto.

Gracias a mis padres, por ser el motor e inspiración para cumplir con mis metas, por su constante apoyo y consejos.

Agradezco de manera muy especial al Magister Hugo Apaza Aquino por la asesoría constante durante todo el proceso.

Al Dr. Wile Mamani Navarro, M Sc. Eliana Mullisaca Contreras y M Sc. Godofredo Huanca Chambi que gracias a sus correcciones, aportes y sugerencias contribuyeron a la consecución del presente trabajo de investigación.

Al personal de laboratorios generales de la UNAJ por colaboración y constante apoyo, a la Lic. Eliana y el Ing. Rolando.

A mis amigas y colegas Lisbeth, Jeanette, Sharon, Luz Carina, Zaida y Briguit, Con quienes estaré siempre en deuda por todo su apoyo, amistad y compañía.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN.....	3
CAPÍTULO I PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
1.1. El problema de investigación.....	4
1.2. Las preguntas de investigación	5
1.2.1. Pregunta general	5
1.2.2. Preguntas específicas	5
1.3. Objetivos de la investigación.....	5
1.3.1. Objetivo general	5
1.3.2. Objetivos específicos	5
1.4. Justificación de la investigación	6
CAPÍTULO II REVISIÓN DE LITERATURA	7
2.1. Antecedentes de la investigación.....	7
2.1.1. Investigaciones internacionales	7
2.1.2. Investigaciones nacionales	7
2.1.3. Investigaciones locales	8
2.2. Marco teórico	9
2.2.1. Parámetros de la calidad de aguas residuales	9
2.2.2. Contaminación del agua	13
2.2.3. Contaminación del agua por materia orgánica	13
2.2.4. Contaminación por patógenos	14
2.2.5. Río Torococha	14
2.2.6. Contaminación del río Torococha	14
2.2.7. Impactos de la contaminación del río Torococha.....	15
2.2.8. Aguas residuales	15
2.2.9. Nutrientes	16
2.2.10. Eutrofización	16
2.2.11. Tratamiento de aguas residuales.....	16
2.2.12. Procesos del tratamiento de agua residual.....	17
a. Tratamiento primario:	18
b. Tratamiento secundario:	18
c. Tratamiento terciario:	18
2.2.13. Tipos de tratamiento de aguas residuales	18
a. Tratamiento químico:	18

b. Tratamiento biológico:	18
2.2.14. Tratamiento anaerobio de aguas residuales	20
2.2.15. Biodegradación de materia orgánica.	21
2.2.16. Consorcio de microorganismos	22
2.2.17. Microorganismos nativos	22
2.2.18. Biorreactores.....	22
2.2.19. Parámetros determinantes para la construcción de un biorreactor	23
a. Temperatura:.....	23
b. pH:.....	23
c. Agitación:.....	23
2.2.20. Demanda bioquímica de oxígeno DBO ₅	23
2.2.21. Estándares de calidad ambiental para agua	23
2.2.22. Límites máximos permisibles para aguas residuales domésticas	24
2.2.23. Métodos de análisis	25
CAPÍTULO III MATERIALES Y MÉTODOS	26
3.1. Ámbito de estudio	26
3.2. Metodología de la investigación	27
3.2.1. Materiales	27
a. Equipos	27
b. Reactivos	27
3.2.2. Diseño de investigación	27
3.2.3. Tipo de investigación	27
3.2.4. Enfoque de la investigación	28
a. Población.....	28
3.2.5. Muestra.....	28
a. Tipo de muestreo.....	28
3.2.6. Variables de investigación	28
a. Variable independiente.....	28
b. Variable dependiente	28
3.2.7. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	29
3.3. Caracterización de las aguas del río Torococha mediante parámetros físicos, químicos y microbiológicos.....	29
3.3.1. Evaluación de la calidad del río Torococha.....	29
3.3.2. Procedimiento para el muestreo.	30
3.3.3. pH	30
3.3.4. Temperatura.....	30

3.3.5.	Demanda química de oxígeno.....	31
3.3.6.	Demanda bioquímica de oxígeno.....	31
3.3.7.	Sólidos sedimentables.....	33
3.3.8.	Sólidos totales.....	33
3.3.9.	Sólidos suspendidos totales.....	34
3.3.10.	Sólidos disueltos totales.....	35
3.3.11.	Sólidos fijos y volátiles.....	35
3.4.	Aislamiento e identificación de los microorganismos nativos de las aguas del río Torococha.....	41
3.5.	Evaluación de la biodegradación de materia orgánica de las aguas del río Torococha en función a los parámetros de pH, temperatura y concentración del inóculo.....	42
3.6.	Diseño, construcción y evaluación de un biorreactor para evaluar la eficiencia de biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha.....	42
3.7.	Análisis estadístico.....	43
CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		47
4.1.	Caracterización de las aguas del río Torococha mediante los parámetros físico-químicos y microbiológicos.....	47
4.2.	Aislamiento de microorganismos nativos de las aguas del río Torococha.....	49
4.3.	Evaluación de la biodegradación de materia orgánica de las aguas del río Torococha en función a los parámetros de pH, temperatura y concentración del inóculo.....	53
4.3.1.	Diseño experimental.....	53
a.	Estimación de efectos.....	54
b.	Estimación de interacciones.....	55
c.	Modelo de regresión.....	56
d.	Análisis de varianza.....	58
4.3.2.	Biodegradación de materia orgánica en los punto de tendencia centrales.....	65
4.4.	Diseño y construcción de un biorreactor para evaluar la eficiencia de biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha.....	72
CAPÍTULO V CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		75
5.1.	Conclusiones.....	75
5.2.	Recomendaciones.....	76
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		77
ANEXOS.....		84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Tipos de sólidos según sus características.....	10
Tabla 2	Principales procesos de tratamiento biológico usados en aguas residuales.	19
Tabla 3	Estándares de calidad ambiental para el agua categoría 3.....	24
Tabla 4	Límites máximos permisibles para efluentes domésticos.	24
Tabla 5	Métodos de análisis de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos	25
Tabla 6	Puntos de muestreo del río Torococha de la ciudad de Juliaca.	28
Tabla 7	Parámetros a evaluar y metodología de análisis.....	42
Tabla 8	Niveles de las variables independientes para la reducción de DBO ₅	44
Tabla 9	Matriz experimental para el diseño factorial.	44
Tabla 10	Diseño factorial con 3 factores.	45
Tabla 11	Resultados del análisis de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las aguas del río Torococha en el tramo San Julián- San Isidro noviembre 2021.	47
Tabla 12	Resultados de la caracterización macroscópica de los microorganismos	52
Tabla 13	Resultados de la demanda bioquímica de oxígeno de cada una de las pruebas.	53
Tabla 14	Coefficientes del modelo de regresión.....	56
Tabla 15	Reducción de DBO ₅ determinadas con el modelo de regresión.....	57
Tabla 16	Resultados del análisis de ANOVA.	58
Tabla 18	Resultados del diseño del biorreactor.....	72
Tabla 19	Dimensiones del rediseño del biorreactor	73
Tabla 20	Eficiencia del biorreactor	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura de degradación anaeróbica de materia orgánica.	21
Figura 2. Ubicación de los puntos de monitoreo en la ciudad de Juliaca.	26
Figura 3. Flujograma metodológico.	29
Figura 4. Aislamiento de microorganismos en sus diferentes diluciones.....	49
Figura 5. Determinación microscópica de los microorganismos	50
Figura 6. Determinación microscópica de microorganismos.	51
Figura 7. Figura de efectos principales para la reducción de DBO ₅	54
Figura 8. Figura de interacción para la reducción de DBO ₅	55
Figura 9. Efecto de la temperatura y pH para la reducción de DBO ₅ : C 10 mL.	61
Figura 10. Efecto de la temperatura y concentración de inóculo: pH 7.0.	62
Figura 11. Efecto del pH y concentración de inóculo a 30 °C.	64
Figura 12. Proceso de biodegradación a una temperatura de 30 °C.	65
Figura 13. Coagulación y sedimentación de partículas.	66
Figura 14. Proceso de biodegradación a una temperatura de 30 °C.	67
Figura 15. Proceso de biodegradación a una temperatura de 30 °C.	67
Figura 16. Curva de pH vs concentración de inóculo.....	69
Figura 17. Curva de temperatura vs concentración de inóculo.	70
Figura 18. Curva de concentración de inóculo vs temperatura.	71
Figura 19. Proceso de degradación de materia orgánica a través del biorreactor.	74

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Toma de muestra.....	85
Anexo 2 Análisis de muestra.....	87
Anexo 3 Aislamiento de microorganismos	89
Anexo 4 Determinación de procesos de biodegradación de materia orgánica.....	92
Anexo 5 Cálculos del análisis de laboratorio	87
Anexo 6 Cálculos para el diseño de la propuesta de prototipo del biorreactor	102
Anexo 7 Construcción del biorreactor	106
Anexo 8 Informe de laboratorio	108
Anexo 9 Análisis estadístico	111
Anexo 10 Puntos porcentuales de la distribución F; $f_{0.05,v_1,v_2}$	116
Anexo 11 Ubicación de los puntos de muestreo	116

RESUMEN

Un manejo inadecuado del agua residual puede generar impactos negativos en nuestro entorno por ello es imprescindible un tratamiento eficiente de las mismas. El objetivo del presente trabajo fue determinar la eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica. Se realizó un muestreo del río Torococha para luego hacer una caracterización físico, química y microbiológica, posteriormente se aisló microorganismos nativos del río Torococha empleando medios de cultivo generales y selectivos, se realizó una caracterización macroscópica de los mismos, los microorganismos fueron cultivados en reactores para evaluar el proceso de biodegradación mediada por los microorganismos, la eficiencia se evaluó mediante la concentración de la DBO₅, con la información obtenida se adaptó un biorreactor anaeróbico a escala laboratorio para evaluar la eficiencia de biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha. Los resultados de caracterización físico, química y microbiológica muestran una concentración de DBO₅ (457 mg/L), DQO (134 mg/L), SST (681.046 mg/L), aceites y grasas (14.3 mg/L), conductividad (6.921 μ S/cm) y turbiedad (150 NTU) estos valores excedieron los estándares de calidad ambiental establecidos en la categoría tres de dicha normativa, en el segundo punto se encontró un excedente en el valor de coliformes totales de (230000000 NMP/100 mL), respecto al aislamiento de microorganismos se encontró cuatro cepas las cuales fueron: Gram negativos y de morfología bastoncillos, y tres cepas resultaron ser Gram positivo con carácter morfológico de estafilococos y bacilos de ellos los que presentaron mayor eficiencia fueron las bacterias Gram positivas ácido lácticas; en cuanto a la biodegradación de la materia orgánica los resultados estadísticos expresan una diferencia significativa entre los parámetros de temperatura pH y concentración de inóculo, se logró remover hasta un valor de 12 mg/L de DBO₅, a una temperatura de 30 °C, pH de 7.0, concentración de inóculo de 5 mL turbiedad de 51 NTU. En conclusión, mediante el uso de un biorreactor en el que se emplearon los microorganismos nativos del río Torococha se logró una eficiencia del 94.83% de biodegradación de materia orgánica.

Palabras clave: Biodegradación, demanda bioquímica de oxígeno, aislamiento de microorganismos, materia orgánica y microorganismos nativos.

ABSTRACT

Inadequate wastewater management can generate negative impacts on our environment, so efficient treatment of them is essential. The objective of this work was to determine the efficiency of native microorganisms isolated from the Torococha River in the biodegradation of organic matter. A sampling of the Torococha River was carried out and then a physical, chemical and microbiological characterization was made, later native microorganisms of the Torococha River were isolated using general and selective culture media, a macroscopic characterization of them was carried out, the microorganisms were cultured in reactors to evaluate the process of biodegradation mediated by the microorganisms, the efficiency was evaluated by the concentration of DBO_5 , with the information obtained, an anaerobic bioreactor was adapted at laboratory scale to evaluate the efficiency of biodegradation of the organic matter of the waters of the Torococha River. The results of physical, chemical and microbiological characterization show a concentration of DBO_5 (457 mg / L), COD (134 mg / L), TSS (681,046 mg / L), oils and fats (14.3 mg / L), conductivity (6,921 μS / cm) and turbidity (150 NTU) these values exceeded the environmental quality standards established in category three of said regulation, in the second point a surplus was found in the value of total coliforms of (230000000 NMP / 100 mL), regarding the isolation of microorganisms, four strains were found, which were: Gram negative and rod morphology, and three strains turned out to be Gram positive with morphological character of staphylococci and bacilli of them the ones that presented greater efficiency were the Gram positive lactic acid bacteria; regarding the biodegradation of organic matter, the statistical results express a significant difference between the parameters of pH temperature and inoculum concentration, it was possible to remove up to a value of 12 mg / L of DBO_5 , at a temperature of 30 °C, pH of 7.0, inoculum concentration of 5 mL turbidity of 51 NTU. In conclusion, through the use of a bioreactor in which the native microorganisms of the Torococha River were used, an efficiency of 94.83% of biodegradation of organic matter was achieved.

Key words: Biodegradation, biochemical oxygen demand, isolation of microorganisms, organic matter and native microorganisms.

INTRODUCCIÓN

La contaminación por materia orgánica y la acumulación de nutrientes puede conducir a la estimulación del crecimiento de algas, lo que puede provocar el agotamiento del oxígeno disuelto (Srivastava & Chattopadhyay, 2021), generando la contaminación por compuestos orgánicos e inorgánicos de los cuerpos de agua, que causan múltiples riesgos para la salud (Pariente, 2020). Estos contaminantes pueden eliminarse por métodos biológicos, como la biodegradación y biotransformación, utilizando diversos microorganismos como bacterias, algas y hongos (Dalvi et al., 2021).

En el río Torococha desembocan las aguas residuales generadas por la población de la ciudad de Juliaca, el cual se infiltra en el agua del subsuelo que los pobladores consumen generando muchos problemas de salud y contaminación ambiental (Yana, 2014). Sin embargo dentro del río también existe un proceso de autodepuración por parte de los microorganismos nativos del cual aún no se evaluó la eficiencia (Ocola & Laqui, 2017). Es por ello que se tiene antecedentes como la de Ticona et al. (2021) quien evaluó la eficiencia de reducción materia orgánica a través de un reactor mediado por microorganismos anaerobios obteniendo un 80% de reducción de DBO₅ concluyendo que era necesario estudiar el efecto de la temperatura en la eficiencia del sistema.

En nuestra región existe la ausencia de investigación respecto a la biodegradación de materia orgánica y su eficiencia de reducción, las plantas de tratamiento se basan únicamente en tecnologías aeróbicas donde existen restricciones financieras asociadas a altos costos operativos y de mantenimiento (Yaya et al., 2016), los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales se basan en el aprovechamiento de la actividad de los microorganismos, por ello es imprescindible el conocimiento de la estructura de la comunidad microbiana (Mohan et al., 2021), los vínculos con las condiciones ambientales cambiantes especialmente en los parámetros microbiológicos y aquellos que estén relacionados al oxígeno presente en el cuerpo de agua (Gutierrez & Cabana, 2018).

En ese contexto el presente estudio tuvo por objetivo general determinar la eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. El problema de investigación

La acumulación de materia orgánica nitrógeno y fósforo de la orina y las heces humanas puede conducir a la eutrofización, provocando desequilibrios de nutrientes que promueven el crecimiento de algas y agotan el oxígeno en los sistemas de agua (FILAC, 2022). Estos lugares donde se perciben malos olores en cuerpos de agua por problemas de acumulación de materia orgánica, sedimentos y baja turbulencia generan procesos microbianos, químicos y fisicoquímicos, donde pueden existir condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias (Trejo, 2023).

En el Perú una de las principales fuentes de contaminación, es el vertimiento de aguas residuales domésticas propias de la influencia de las actividades humanas en cuerpos de agua (Aquino, 2017), cuando son vertidas sin ningún tratamiento o desinfección, la contaminación se produce con altas concentraciones de bacterias, virus y parásitos, creando un grave problema de salud pública (Ticona et al., 2021).

En la región Puno existe dificultades para el tratamiento biológico de las aguas residuales por las condiciones ambientales que esta presenta (las bajas temperaturas y otros factores predominantes de la región), lo que hace disminuir las tasas de reacción bioquímica realizadas por los microorganismos nativos (Yaya et al., 2016); por ello es importante conocer la interacción de la comunidad microbiana con las condiciones ambientales cambiantes y la interacción con los parámetros físicos y químico como la temperatura y pH ante la eficiencia de los microorganismos nativos en la biodegradación de la materia orgánica (Srivastava & Chattopadhyay, 2021).

El río Torococha es un afluente natural del drenaje pluvial de la ciudad de Juliaca; sin embargo, es usado como cuerpo receptor de aguas residuales domésticas (Aguilar, 2022) y aguas residuales procedentes de las lagunas de oxidación, provocando procesos de eutrofización (Yana, 2014). Ante ello Ocola & Laqui, (2017) menciona que el río Torococha por la gran cantidad de microorganismos nativos posee poder de autodepuración, el cual puede ser más eficiente bajo condiciones controladas de temperatura, pH y cantidad de microorganismo, en vista a ello el objetivo de la presente investigación es determinar la eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica.

1.2. Las preguntas de investigación

1.2.1. Pregunta general

¿Cuál es la eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica?

1.2.2. Preguntas específicas

- ¿Cuál es la calidad del agua del río Torococha bajo los parámetros físico-químicos y microbiológicos?
- ¿Existen microorganismos nativos capaces de descomponer materia orgánica de las aguas del río Torococha?
- ¿Cómo influyen los parámetros de pH, temperatura y concentración de inóculo en la biodegradación de la materia orgánica del río Torococha?
- ¿Cuál es la eficiencia del biorreactor que emplea microorganismos nativos en el proceso de biodegradación de materia orgánica de las aguas del río Torococha?

1.3. Objetivos de la investigación

1.3.1. Objetivo general

Determinar la eficiencia de los microorganismos nativos aislados del río Torococha en la biodegradación de la materia orgánica

1.3.2. Objetivos específicos

- Caracterizar las aguas del río Torococha a través de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos.
- Aislar e identificar macroscópicamente los microorganismos nativos de las aguas del río Torococha.
- Evaluar la biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha en función a los parámetros de pH, temperatura y concentración del inóculo.
- Diseñar y construir un biorreactor que emplea microorganismos nativos para evaluar la eficiencia de biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha.

1.4. Justificación de la investigación

A nivel ambiental, el río Torococha pasa por un proceso de eutrofización debido al incremento de la materia orgánica presente en los cuerpos de agua (Aguilar, 2022), especialmente en los parámetros microbiológicos y aquellos que estén relacionados al oxígeno presente en el cuerpo de agua (Gutierrez & Cabana, 2018). Lo que causa la acumulación de gran cantidad de materia orgánica enriqueciendo el agua con nutrientes, generando un crecimiento acelerado de algas y formas de vida vegetal que causan el deterioro de su calidad y perturbaciones indeseables, la eutrofización es uno de los problemas de contaminación del agua más típicos en muchos países (Tomonori, Hanaki, Takizawa, & Satoh, 2001).

En el aspecto social, el crecimiento acelerado de la población a lo largo del río Torococha, genera el incremento de producción de residuos sólidos y vertimiento de aguas residuales domésticas los cuales aportan con la contaminación del cauce del río Torococha y el agua del subsuelo del área de influencia directa (Aguilar, 2017), muchos pobladores que viven cerca al río consumen agua subterránea contaminada con altas concentraciones de bacterias, virus y parásitos causando un grave problema de salud pública (Coaquira, 2017) Además el consumo de agua de pozo tiene influencia en el crecimiento de niños de 1 a 5 años que viven en las riberas del río Torococha, pues el 28.40% tienen riesgo de desnutrición (Laura & Mamani, 2016). Otro aspecto a considerar es la contaminación paisajística y la emanación de malos olores en cuerpos de agua por problemas por acumulación de materia orgánica, poca oxigenación y presencia de fauna y flora nocivas (Trejo, 2023).

A nivel metodológico, el tratamiento de las aguas residuales en el altiplano andino se ve desafiado relativamente por las bajas temperaturas ambientales y la carencia de grandes áreas de terreno llano en muchas ciudades de nuestra región, lo que hace que la aplicación de sistemas de tratamiento de agua residual sea relativamente complicada. (Yaya et al., 2016). La aplicación de microorganismos para tratar aguas residuales, es una tecnología de bajo costo ampliamente usado debido a las eficiencias operativas y de eliminación de desechos simples, es un proceso que se emplean de manera estética, inofensiva, confiable y económica (Dalvi et al., 2021).

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1. Antecedentes de la investigación

1.1.1. Investigaciones internacionales

Atasoy et al. (2023), mencionaron en sus resultados la existencia de una interdependencia entre eficiencia del biorreactor y la eliminación de la materia orgánica a través de la comunidad microbiana residente, la bacteria *Proteobacterias* fue el filo más predominante y *Comamonadacea* fue la familia con mayor predominancia en los biorreactores, logrando la reducción de la materia orgánica en un 72%

Bejarano & Escobar (2022), en sus resultados encontraron que el uso de microorganismos permitió la reducción del 79.8% de carga orgánica se identificó las bacterias Gram positivas además de hongos como los microorganismos que tuvieron mayor eficiencia de reducción de DBO₅. El estudio también comprendió la interacción de los parámetros pH (6.5 a 8.5) y temperatura (25 a 35°C) en la reducción de carga orgánica, para ello usaron un biorreactor en el cual realizaron una comparación de las concentraciones iniciales y finales de los parámetros fisicoquímicos DBO₅ (379 mg/L), DQO (468 mg/L) y SST (110 mg/L)

Srivastava & Chattopadhyay (2021), en sus resultados encontraron una eficiencia de reducción del 80% a la vez destacaron la presencia bacterias acidogénicas, estudiaron la estructura, la composición y la interacción de los microorganismo procariota y parámetros como el pH y la temperatura en un reactor anaerobio de película fija el cual trata aguas residuales a través de una digestión anaeróbica.

Garcha, Verma & Brar (2016), desarrollaron una investigación con el objetivo de aislar cepas nativas con potencial de biodegradabilidad, adaptándolas a las condiciones físico químicas de las aguas residuales, los resultados muestran que el aislamiento N° 25 mostró la mayor reducción de DBO₅ en un 89.8% (90 mg/L), el aislamiento N° 4 y 25 fueron eficientes en la reducción del contenido de SST en un 88.6% y el aislamiento N° 27 y 45 fueron más eficientes en la reducción del contenido de aceite y grasa en un 88.5% y 90% respectivamente.

1.1.2. Investigaciones nacionales

Ticona et al. (2021), mostraron la reducción del 78.0% de la carga contaminante en sus resultados, a la vez realizaron una caracterización del agua residual donde obtuvieron los siguientes resultados pH (7.70), temperatura del agua (16.60 °C), sólidos suspendidos totales (746.50 ppm), conductividad eléctrica (1493 $\mu\text{s}/\text{cm}$) y salinidad (0.76 mg/L).

Centeno, Quintana & López (2019), aislaron un total de 59 consorcios de microorganismos con mejor eficiencia de reducción dentro de los que destacan las bacterias *Lactobacillus sp.* *Schizosaccharomyces pombe* y bacterias rojas no sulfurosas en el tratamiento de aguas residuales. Para ello, trabajaron con tres tratamientos de bacterias *Lactobacillus sp.* *Schizosaccharomyces pombe* y bacterias rojas con 3×10^8 , 9×10^8 y 1.8×10^9 UFC/mL respectivamente; los resultados muestran que el tratamiento con 1.8×10^9 UFC/mL del consorcio nativo obtuvieron mayor eficiencia de la reducción la demanda bioquímica de oxígeno en aguas residuales.

Pretel (2018), obtuvo como resultado un consumo de materia orgánica de 536.40 mg/L llegando a una eficiencia del 82 % para ello evaluó parámetros tales como demanda bioquímica de oxígeno, recuento de bacterias anaerobias mesófilas viables y coliformes totales. Al realizar el análisis estadístico los resultados mostraron que existe una relación directamente proporcional entre la concentración de inóculo del consorcio microbiano nativo aislado (15%), y la degradación de la materia orgánica contenida en las aguas del río Moche – distrito Laredo, provincia de Trujillo.

1.1.3. Investigaciones locales

Chuquitarqui & Velásquez (2017), presentaron una alternativa para el tratamiento de aguas residuales urbanas, provenientes de la laguna de estabilización Espinar de la ciudad de Puno, a través de un reactor anaerobio mediada por la inoculación de carga microbiana anaerobia, utilizando sensores electrónicos para mantener una temperatura de 30° C el cual tuvo como resultados un reactor de un volumen de 16 L con un tiempo de retención de 9.6 horas consiguiendo valores de reducción de 80.20 % de DBO₅.

Yaya et al. (2016), estudiaron la capacidad de filtración anaeróbica de lodos para la reducción de patógenos en un reactor a escala de laboratorio de 29 L y 1.65 m de altura que trata aguas residuales domésticas a bajas temperaturas en la ciudad de Puno. Los

resultados mostraron que la reducción de materia orgánica varió entre 89% y 95%. La reducción de coliformes fecales y *Escherichia coli* varió en el rango de 2100000000 UFC/100 mL y 1600000000 UFC/100 mL respectivamente; probablemente relacionado con las bajas temperaturas operativas.

Luvi (2014), realizó un tratamiento a través de microorganismos nativos utilizando cepas de *Lactobacillus*, *Aspergillus spp.*, *Saccharomyces cerevisiae* y *Bacillus subtilis* empleando cubos de vidrio con un volumen de 5 L procesada mediante diseño bloque completamente al azar mostrando los siguientes resultados; STS fueron de (97.93, 99.8, 98.10 y 99.70) mg/L, pH de (7.4, 7.8, 7.9 y 8.0), DBO₅ de (440.30, 658.75, 417.50 y 533.60) mg/L, DQO de (475.30, 1585.30, 1200.00 y 1073.30) mg/L, aceites y grasas de (20.30 16.47, 19.70, y 16.50) mg de aceites y grasas/L, temperatura de (15.63, 16.70, 16.00 y 16.30) °C, y coliformes termotolerantes de 10000, 4216.7, 8011.5 y 3966.5 NMP/ 100 mL.

1.2. Marco teórico

1.2.1. Parámetros de la calidad de aguas residuales

Los parámetros generales de calidad de agua residual miden la presencia de un grupo de contaminantes o indican una propiedad en particular. La relevancia de los parámetros depende de la naturaleza del agua o de las aguas residuales y de su uso real o potencial, pero hay tres tipos básicos de características que son importantes (Zeschmar, 2020).

a. Características físicas: Estas son propiedades que a menudo son evidentes para el observador casual e incluyen parámetros como el color, el sabor, el olor, la temperatura, los sólidos en suspensión, etc. Las propiedades físicas comúnmente empleadas para determinar la calidad del agua residual se describen a continuación (Tebbutt, 1990).

- **Sólidos:** Los sólidos pueden clasificarse según su tamaño y estado: sedimentables, suspendidos, coloidales y disueltos. Los sólidos disueltos totales (SDT) se deben a materiales solubles, mientras que los sólidos en suspensión (SS) son partículas discretas que se miden al filtrar una muestra a través de un papel filtro de poro fino. Los sólidos sedimentables son aquellos

removidos en un procedimiento estándar de sedimentación con el uso de un cono Imhoff después de media hora por sus características químicas, los sólidos, se clasifican como no volátiles (sólidos fijos) y volátiles. Los últimos se volatilizan a temperaturas de 550 °C, y son considerados como materiales orgánicos. En la Tabla 1 se muestran los diferentes tipos de sólidos (Conahua, 2017).

Tabla 1
Tipos de sólidos según sus características.

Sólidos	Fracción total	Fracción volátil	Fracción fija (Material inorgánico)
Totales	ST	STV	STF
Suspendidos	SST	SSV	SSF
Disueltos	SDT	SDV	SDF

Fuente: Conahua (2017)

- **Temperatura:** La temperatura es un parámetro importante por su efecto en otras propiedades, por ejemplo, aceleración de reacciones químicas, reducción en la solubilidad de los gases, intensificación de sabores y olores (Bhandari & Ranade, 2014).
- b. Características químicas:** Las características químicas tienden a ser más específicas que algunos de los parámetros físicos y por eso más útiles para evaluar las propiedades de una muestra estos incluyen parámetros tales como alcalinidad, dureza, contenido orgánico, oxígeno disuelto, compuestos inhibidores y componentes tóxicos (Tebbutt, 1990).
- **Acidez:** Es la capacidad del agua para neutralizar compuestos básicos. La mayoría de aguas naturales y el agua residual doméstica son amortiguadas por un sistema $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3$. El ácido carbónico H_2CO_3 no se neutraliza totalmente hasta un pH de 8.2 y no disminuye el pH por debajo de 4.5. Así la acidez del CO_2 ocurre dentro de un pH de 8.2 a 4.5, la acidez mineral (casi siempre debido a desechos industriales) se presenta por debajo de un pH de 4.5. La acidez se expresa en términos de CaCO_3 (Bhandari & Ranade, 2014).

- **Alcalinidad:** Se le llama alcalinidad a la capacidad para neutralizar ácidos; es útil, tanto en el agua natural como en las aguas residuales, porque proporciona un amortiguamiento para resistir cambios de pH. Normalmente, se divide en alcalinidad cáustica, por encima del pH 8.2 y alcalinidad total, por encima del pH 4.5. (Srivastava & Chattopadhyay, 2021).
 - **Demanda química de oxígeno (DQO):** Es la cantidad de oxígeno que se consume al oxidar la materia orgánica por medio de un oxidante fuerte (dicromato de potasio) en un medio ácido. La prueba, a diferencia de la DBO₅, es muy rápida pero también se oxidan compuestos inorgánicos elevando el valor de la DQO. Casi todas las sustancias orgánicas se oxidan en su totalidad (Pariente et al. 2020).
 - **Aceites y grasas:** Se consideran grasas y aceites a los compuestos de carbón, hidrógeno y oxígeno que flotan en el agua; recubren la superficie con la cual entran en contacto, forman una iridiscencia e interfieren con la actividad biológica debido a que son difíciles de biodegradar (Pariente et al., 2020).
 - **Oxígeno disuelto:** Es importante conocer la cantidad de oxígeno que contiene el agua en un reactor biológico, ya que se debe satisfacer la demanda que ejercen los microorganismos para estabilizar la materia orgánica y que no exista un déficit, por regla general se ha establecido que al menos exista un residual de 2 mg/L (Dalvi et al., 2021).
 - **pH:** La intensidad de acidez o alcalinidad de una muestra se mide en la escala de pH, que en realidad mide la concentración de iones de hidrógeno presentes en una solución. El pH tiene una escala de 0 a 14, por lo que un valor de 7 es neutro, por arriba de 7 es alcalino y por debajo de 7 es ácido, el pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala de pH entre 6 y 8 (Pariente et al., 2020).
- c. **Características biológicas:** Las aguas naturales normalmente forman un ecosistema equilibrado que contiene microorganismos como bacterias, protozoos y algas. Los microorganismos proporcionan alimento a los peces y otras formas de vida superiores. Aunque en alguna ocasión se pueden identificar especies

individuales, es común realizar determinaciones generales de poblaciones biológicas, al menos en primera instancia (Rani et al. 2019).

- **DBO:** Es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar residuos orgánicos de modo aerobio, la materia orgánica requiere oxígeno para ser degradada en un curso de agua. El alto contenido orgánico favorece el crecimiento de bacterias y hongos. El oxígeno utilizado para la oxidación de la materia orgánica, consume el oxígeno utilizado para el desarrollo de la fauna y flora acuática. Entre los efectos al ecosistema, se encuentra el cambio en la calidad del agua, y la posible elevación del pH, provocando la desaparición de peces y plantas (Dalvi et al., 2021).
- **Coliformes:** La denominación genérica coliformes designa a un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características de importancia relevante como indicadores de contaminación del agua y alimento. Tradicionalmente, se han considerado como indicadores de contaminación fecal en el control de calidad del agua destinada al consumo humano (Srivastava & Chattopadhyay, 2021).
- **Coliformes totales:** Los coliformes totales, se encuentran con más frecuencia en el medio ambiente, pueden estar en el suelo y en las superficies del agua dulce, por lo que no son siempre intestinales, su identificación en estas fuentes sugieren fallas en la eficiencia del tratamiento (Navarro, 2007).
- **Coliformes fecales:** Se define como coliformes fecales a aquellos que fermentan la lactosa a 44.5 - 45.5 °C; análisis que permite descartar a *Enterobacter*, puesto que ésta no crece a esa temperatura. La prueba de coliformes fecales positiva indica un 90 por ciento de probabilidad de que el coliforme aislado sea *Escherichia coli* (Srivastava & Chattopadhyay, 2021).
- **Escherichia. Coli:** La *Escherichia coli* forma la mayor parte de la flora comensal aerobia y anaerobia facultativa del tubo digestivo, y se elimina por las heces al exterior, por lo tanto, no es infrecuente que se encuentre en el medio ambiente, donde son capaces de sobrevivir durante cierto tiempo en el agua y los alimentos, de manera que su aislamiento constituye un indicador de contaminación fecal reciente (Navarro, 2007).

- **Salmonelas** Las *Salmonellas*, al igual que otros miembros de la familia *Enterobacteriaceae* son bacilos anaerobios facultativos, Gram negativos no formadores de esporas, los cuales miden de 2 a 3 nm de largo y 0.4 a 0.6 nm de diámetro. Son fermentadoras de glucosa, pero no fermentan lactosa, reducen nitratos y no producen oxidasa. Son móviles debido a la presencia de los flagelos (Vinçon-Leite & Casenave, 2019)
- **Huevos de helmintos:** Los huevos de helmintos se encuentran en el ambiente y son de gran importancia en salud pública, debido a su mínima dosis infectiva y a su alta resistencia a diversas condiciones ambientales, como la temperatura, el pH y la humedad, así como a la desinfección con cloro (Srivastava & Chattopadhyay, 2021).

1.2.2. Contaminación del agua

La contaminación es el resultado de la descarga de diversas sustancias orgánicas e inorgánicas al cuerpo receptor, las fuentes de contaminación incluyen el agua doméstica, agrícola e industrial (Rajasulochana & Preethy, 2016), la evaluación de la calidad del agua de fuentes fluviales a través del análisis de variables físicas, químicas y microbiológicas se considera una herramienta que permite conocer el estado de contaminación (Fontalvo & Tamaris, 2018).

Los desechos industriales y municipales son parte de las fuentes contaminantes más peligrosas del medio ambiente, así como de las aguas subterráneas y superficiales de agua. Si no están tratadas y son vertidas sin ninguna seguridad, podría penetrar a través de las litologías del subsuelo al llegar a los acuíferos subterráneos, especialmente los lixiviados de vertederos que incluían contaminantes orgánicos, sólidos en suspensión, metales pesados y sales inorgánicas solubles, entre otros, podría generar impactos ambientales no deseados debido a un inadecuado vertimiento de las aguas. (Arifin et al., 2020).

1.2.3. Contaminación del agua por materia orgánica

Gran parte de las sustancias que transporta el agua residual, ya sea disuelta, suspendida o coloidal, es materia orgánica (como carbohidratos, lípidos y proteínas), una parte importante es biodegradable (Benítez, 2013). Esta propiedad es la que permite que las

aguas residuales puedan ser depuradas por medio de microorganismos, que utilizan estas sustancias como alimento y fuente de energía para su metabolismo y reproducción (Zabaleta, 2016). El contenido de materia orgánica es muy importante en todos los procesos de tratamiento de aguas, puesto que el grado de tratamiento requerido depende de la ubicación de la descarga y la cantidad de dilución disponible, las plantas de tratamiento de aguas residuales generalmente emplean una serie de procesos unitarios para lograr la eliminación deseada de materia orgánica y material en suspensión. (Tebbutt, 1990).

1.2.4. Contaminación por patógenos

La materia orgánica y otras formas de contaminantes crean un caldo de cultivo para la mayoría de los organismos patógenos, como bacterias, hongos, protozoos, nematodos y virus, que se encuentran entre los principales problemas de salud asociados con el agua y las aguas residuales. Cabe señalar que la mayoría de los microorganismos transmitidos por el agua que causan enfermedades humanas provienen de los desechos fecales. Además, las plantas de tratamiento de aguas residuales ya están identificadas como fuentes de bacterias resistentes a los antibióticos (ARB) y genes de resistencia a los antibióticos (ARG) entre las bacterias patógenas y no patógenas (Pariente et al., 2020).

1.2.5. Río Torococha

El río Torococha es un pequeño cauce natural de agua que nace en la parte alta de la microcuenca Chullunquiani, al noroeste de la ciudad Juliaca. Con una longitud aproximada de 18 km y por su cauce cruza por debajo de la ciudad de Juliaca, en un tramo de aproximadamente 3 km de canal cubierto, hasta el puente de la avenida Circunvalación, desde donde recorre a cauce abierto hasta la confluencia con el río Coata (Ocola & Laqui, 2017).

1.2.6. Contaminación del río Torococha

El río Torococha es un cauce de agua utilizado desde hace muchos años por los pobladores de la ciudad de Juliaca como cuerpo receptor tanto de aguas residuales domésticas, descargadas a través de conexiones clandestinas, como de residuos sólidos y del vertimiento de aguas residuales inadecuadamente tratadas procedentes de las lagunas de oxidación de Juliaca (Ocola & Laqui, 2017).

La Administración local del agua de Juliaca determinó en junio de 2015 que el caudal medio del río Torococha fue de 482 L/s, equivalente a 15200000 m³ /año, volumen que desde aguas abajo del puente circunvalación hasta la confluencia con el río Coata pasa por un área de aproximadamente 35000 m² de densos totorales (*Scheonoplectus tatora*) que cumplen el papel de “filtro biológico” y contribuyen así en parte con el tratamiento de las aguas residuales que transporta el río Torococha; sin embargo, no remueven nutrientes (nitrógeno y fósforo), de modo que generan la eutrofización de las aguas del río Coata, principalmente en el período de estiaje, afectando a las diversas poblaciones de Huata, Cota.(Ocola & Laqui, 2017).

1.2.7. Impactos de la contaminación del río Torococha

La contaminación que se da en el río Torococha, genera además de la eutrofización del río enfermedades infecciosas causadas por patógenos, que se han convertido en una de las principales amenazas para la salud pública (Mao et al., 2020); el agua contaminada y el saneamiento deficiente están relacionados con la transmisión de enfermedades como el cólera, diarreas, disentería, la hepatitis A, la fiebre tifoidea y la poliomielitis. (Organización mundial de la salud, 2015). Además, el consumo de agua de pozo tiene influencia en el crecimiento de niños de 1 a 5 años que viven en las riberas del río Torococha, pues el 28.40% tienen riesgo de desnutrición (Laura & Mamani, 2016).

1.2.8. Aguas residuales

- a) **Aguas residuales de origen urbano:** Es el resultado del uso de agua en áreas urbanas (viviendas, comercios, hospitales, etc.), se caracteriza por un alto contenido de desechos fecales y alimentarios y por la presencia de diferentes productos químicos comunes (detergentes, cosméticos, medicamentos, etc. (Bhandari & Ranade, 2014).
- b) **Aguas residuales de origen agrícola y ganadera:** Resulta del uso de agua en la agricultura, lo que lleva a la contaminación del agua con pesticidas, biocidas y fertilizantes. La contaminación más importante se debe a los desechos orgánicos (Pariente et al., 2020).

- c) **Aguas residuales de origen industrial:** Es el resultado del uso de agua en actividades industriales que contienen una cierta cantidad de compuestos y los efectos contaminantes son muy grandes. Sin embargo, los nutrientes (nitrógeno y fósforo), materia orgánica, metales pesados, hidrocarburos y disruptores endocrinos pueden considerarse como los principales contaminantes actuales en los efluentes de aguas residuales (Chun et al. 2023).

1.2.9. Nutrientes

Los nutrientes (nitrógeno y fósforo) son los principales responsables de la eutrofización presente en los efluentes de aguas residuales. Una proliferación excesiva de nutrientes puede provocar la estimulación del crecimiento de algas y la proliferación de cianobacterias tóxicas, lo que puede conducir al agotamiento del oxígeno disuelto, cambios físicos en los cuerpos de agua receptores, bioacumulación y biomagnificación de contaminantes, liberación de sustancias tóxicas, efectos de enriquecimiento de nutrientes y aumento de costos de depuración de agua (Pariente et al., 2020).

1.2.10. Eutrofización

La eutrofización es el enriquecimiento de las masas de agua con nutrientes, como el nitrógeno (N) y fósforo (P), provocando un crecimiento acelerado de algas y formas superiores de vida vegetal que producen una perturbación indeseable deteriorando la calidad del agua. (Tekile, Kim, & Kim, 2015). La eutrofización es uno de los problemas de contaminación del agua más típicos en muchos países, los procesos biológicos son los más prometedores para mitigar este problema porque utilizan la función de los microorganismos que existen en nuestro ambiente (Tomonori et al. 2001).

1.2.11. Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales se refiere al procesamiento de principalmente aguas residuales domésticas producidas por actividades típicas de la comunidad y del hogar. El caudal de aguas residuales a tratar puede aproximarse al caudal de agua municipal suministrada a la comunidad, estando en el rango de unos 380 L/día per cápita en las zonas rurales, a 570 L/día en las zonas urbanas con usos industriales. Los principales

contaminantes a eliminar son los orgánicos biodegradables ($DBO_5 / DQO > 0.4$), que se corresponden con un alto porcentaje de sólidos volátiles (60% -70% del total de sólidos). Las concentraciones de patógenos y sales suelen ser elevadas, y estas últimas se miden como sólidos disueltos (70% del total de sólidos). Las plantas de tratamiento de aguas residuales incluyen muchos procesos físicos, químicos y biológicos separados que se unen en tratamientos primarios, secundarios y terciarios (Pariente et al., 2020).

1.2.12. Procesos del tratamiento de agua residual

La configuración de un proceso de tratamiento depende en gran medida de las características de las aguas residuales y de la calidad deseable del efluente final. Aunque el tratamiento de aguas residuales domésticas es una práctica bien establecida está sujeto hoy en día a múltiples cambios según sea el uso que se pretenda dar luego de ser tratadas.

- a. Tratamiento primario:** Es el primer paso en la planta de tratamiento de aguas residuales municipales. Las técnicas incluidas en el proceso primario están diseñadas para reducir los sólidos suspendidos y flotantes en las aguas residuales mediante dispositivos mecánicos o la acción de la gravedad (Conahua, 2017). Los filtros y las pantallas estáticas y móviles bloquean los desechos voluminosos flotantes que podrían obstruir otras tuberías o bombas en la PTAR. Las cámaras de arena ralentizan el flujo, lo que permite el asentamiento de arena y sólidos finos similares. La grasa y el aceite restantes, responsables del olor, normalmente se eliminan en tanques de desnatado. Además, la sedimentación natural de los sólidos en suspensión se puede mejorar mediante la adición de productos químicos en los tanques de coagulación y floculación. Finalmente, las aguas residuales van al tanque de sedimentación principal (clarificador o tanque de sedimentación), donde aproximadamente el 98 % de los sólidos sedimentables, entre el 60 % y el 80 % de los sólidos en suspensión y entre el 30 % y el 50 % de la demanda de oxígeno pueden eliminarse de las aguas residuales en el proceso (Pariente et al., 2020).

- b. Tratamiento secundario:** El tratamiento secundario consiste en el tratamiento biológico de degradación de materia orgánica biodegradable disuelta y sólidos suspendidos remanentes por parte de microorganismos, reduciendo la carga orgánica en términos de DQO y DBO₅, así como el número de patógenos. El proceso convencional de lodos activos ha sido la tecnología de aguas residuales más utilizada para eliminar nutrientes, materia biológica carbonosa y materia nitrogenada durante más de 100 años. (Bhandari & Ranade, 2014).
- c. Tratamiento terciario:** El objetivo del tratamiento terciario es mejorar la calidad del agua tratada con el fin de cumplir con las normas para su vertido al medio ambiente o reutilización como fuente de agua. Incluye la eliminación de turbidez y compuestos orgánicos, nutrientes (fósforo y nitrógeno) y metales pesados mediante adsorción en filtro de carbón, filtración, ósmosis inversa u otros procesos fisicoquímicos (Bhandari & Ranade, 2014).

1.2.13. Tipos de tratamiento de aguas residuales

- a. Tratamiento químico:** El proceso de tratamiento químico implica el uso de reacciones químicas para ayudar en la eliminación de impurezas de aguas y aguas residuales. En algunos casos el proceso puede ser de naturaleza completamente química, mientras que en otros el proceso químico se puede utilizar en combinación con un proceso físico para lograr el resultado deseado (Duarte & Val, 2020).
- b. Tratamiento biológico:** El proceso biológico se considera el futuro para el tratamiento del agua (Hasan, Muhammad, & Ismail, 2020), en las aguas residuales, los principales contaminantes son los compuestos orgánicos en forma coloidal y solubles que normalmente no son eliminados por procesos físicos o químicos. La mayoría de sub orgánicos puede, sin embargo, ser estabilizadas por microorganismos, de modo que el tratamiento biológico es una técnica útil para aguas residuales como aguas residuales domésticas, desechos de procesamiento de alimentos, etc. No es tan apropiado para tratar con concentraciones muy bajas de orgánicos (Chun et al., 2023). Los principales procesos de tratamiento biológico usados en aguas residuales se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2

Principales procesos de tratamiento biológico usados en aguas residuales.

Tipo	Nombre común
Procesos aerobios	
Crecimiento en suspensión	Procesos de lodos activados Lagunas aireadas Digestión aerobia
Película bacteriana adherida	Filtros percoladores Sistemas biológicos de contacto rotatorios Reactor de lecho empacado
Híbrido (combinación) Procesos de crecimiento en suspensión y de película bacteriana adherida	Filtros percoladores/lodo activado Humedales artificiales
Procesos anóxicos	
Crecimiento en suspensión	Desnitrificación por crecimiento en suspensión
Película bacteriana adherida	Desnitrificación por película fija
Procesos anaerobios	
Crecimiento en suspensión	Procesos de contacto anaerobio Digestión anaerobia
Película bacteriana adherida	Lecho anaerobio fijo
Híbrido	Proceso anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente Reactor de manto de lodos/reactor del lecho fijo
Procesos aerobios, anóxicos y anaerobios combinados	
Tipo	Nombre común
Crecimiento en suspensión	Procesos simples de o de múltiples etapas, diferentes procesos propios
Crecimiento combinado en suspensión y película bacteriana adherida	Procesos simples o de múltiples etapas
Procesos en lagunas	
Lagunas aerobia	Lagunas aerobia
Lagunas de maduración (terciarias)	Lagunas de maduración (terciarias)
Lagunas facultativas	Lagunas facultativas
Lagunas anaerobias	Lagunas anaerobias

Fuente: Crites & Tchobanoglous (2000)

1.2.14. Tratamiento anaerobio de aguas residuales

La digestión anaeróbica es un proceso biológico principal en el tratamiento de aguas residuales, consiste en reacciones microbianas que incluyen hidrólisis de materia orgánica compleja, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, así como reducción de sulfato, reducción de nitrato, oxidación de acetato y desintegración de partículas (Lema & Suarez, 2017). Generalmente en ambientes metanogénicos, la degradación completa de los compuestos orgánicos requiere la estrecha cooperación de diversos grupos microbianos metabólicamente distintos, se ilustra el flujo de carbono y energía a través de los diversos grupos tróficos de microorganismos para la oxidación de materia orgánica en ambientes anaeróbicos. Como se aprecia en la Figura 1, primero las bacterias fermentadoras primarias convierten polímeros, por ejemplo, proteínas, lípidos y carbohidratos, en monómeros y luego en compuestos de fermentación reducidos, por ejemplo, ácidos grasos, succinato, alcoholes y lactato. Este grupo de bacterias fermentadoras primarias también puede producir acetato, dióxido de carbono e hidrógeno, que luego se pueden convertir en metano y dióxido de carbono por metanógenos (States, 2019).

Los compuestos de fermentación reducidos serían luego convertidos en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno por las bacterias de fermentación secundaria. Finalmente, los metanógenos que oxidan el hidrógeno y los metanógenos convierten el acetato, el hidrógeno, el dióxido de carbono y otros compuestos de carbono en metano y dióxido de carbono. El hidrógeno y los compuestos de carbono también pueden convertirse en acetato por bacterias homoacetogénicas, que comúnmente existen en ambientes metanogénicos (Brugato, 2000). En ambientes ricos en sulfato, los productos de fermentación reducidos también se pueden convertir en dióxido de carbono, mientras que el sulfato se reduce a sulfuro, por la actividad de las bacterias reductoras de sulfato. El modelado de estos procesos está limitado por la caracterización completa de las expresiones de velocidad (Srivastava & Chattopadhyay, 2021).

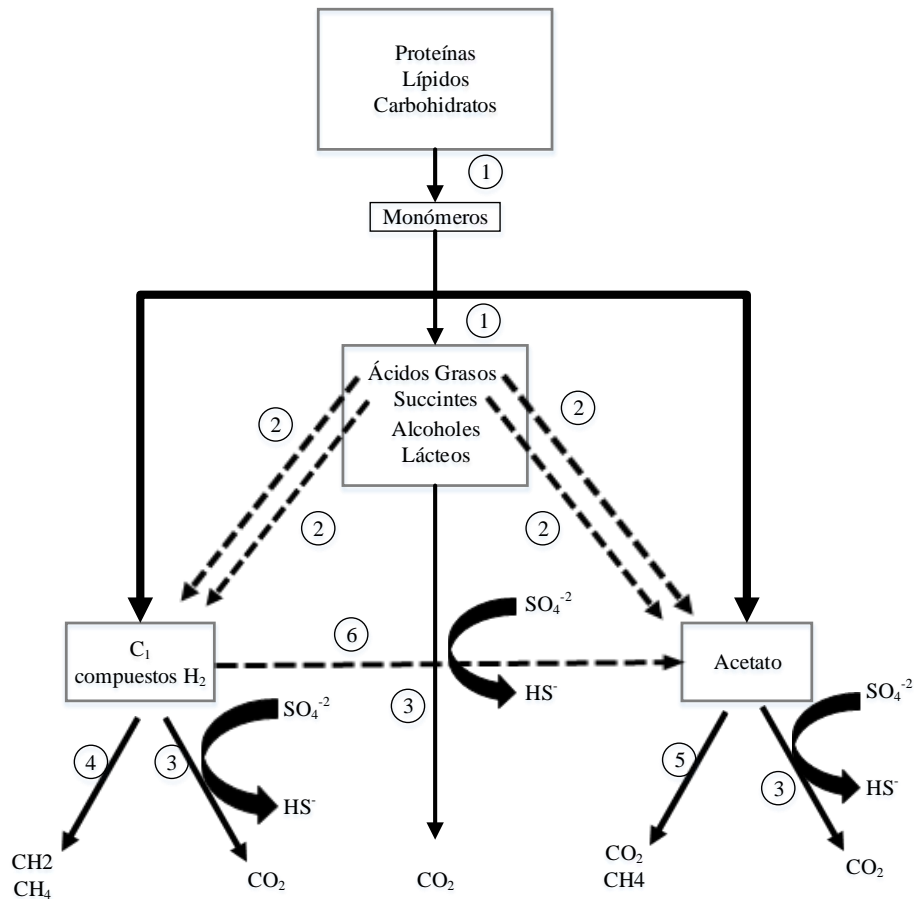


Figura 1. Estructura de degradación anaeróbica de materia orgánica.

Fuente: States (2019)

1.2.15. Biodegradación de materia orgánica.

La biodegradación consiste en oxidar biológicamente la materia orgánica, durante este proceso, la materia orgánica es convertida por los microorganismos en biomasa microbiana, eventuales productos de transformación de la reacción de biodegradación (compuestos derivados de la materia orgánica inicial), CO₂ y H₂O (Ryu, Park, & Kim, 2022). La biodegradación de materia orgánica es un proceso donde los microorganismos segregan enzimas que degradan o rompen algún enlace molecular de compuestos que utilizan como fuente de carbono, tal como debe ocurrir en las sustancias orgánicas, algunos microorganismos tienen la capacidad de actuar sobre otros microorganismos que encuentran en el mismo ambiente ocurriendo un proceso de metabolismo (Robles, 2005).

1.2.16. Consorcio de microorganismos

Los microorganismos por naturaleza viven en grupos de la misma especie denominados poblaciones, comparten un hábitat en común. Estos organismos microscópicos pueden desarrollarse en condiciones extremas o comunes, teniendo metabolismos específicos de acuerdo a los lugares donde se desarrollan. Las poblaciones microbianas no son autónomas y generalmente se relacionan con otras poblaciones generando las comunidades de microorganismos (Madakka et al., 2018).

Las interacciones entre microorganismos en un hábitat determinado pueden ser beneficiosas o perjudiciales, la mayoría de interacciones se basan en el nivel nutricional, es decir, que los productos metabólicos de unos microorganismos servirán como fuente de alimento para otros con los que comparten el espacio de desarrollo, además estas interacciones dependen de las condiciones físico químicas presentes en el medio (Pariente et al., 2020).

1.2.17. Microorganismos nativos

El aislamiento de cultivos nativos se hace en muchas partes del mundo, con el afán de obtener microorganismos capaces de degradar o destruir compuestos indeseables o contaminantes (Singh et al., 2004). Los microorganismos y sus enzimas participan principalmente en la descomposición de los materiales orgánicos en las aguas residuales, cumplen un papel clave y actúan como ingenieros principales en todos los procesos ecológicos. Actúan como catalizador universal y proporcionan transformaciones ecológicas (Rani et al., 2019). La capacidad de los microorganismos nativos para reducir la DBO₅, ya ha sido demostrada en el tratamiento de aguas servidas, donde además de reducir los malos olores, permiten reducir la DBO₅ (Mohan et al., 2021).

1.2.18. Biorreactores

Un biorreactor está conformado por sensores y controladores para medir y controlar variables como temperatura, aireación y pH. Todos los biorreactores varían significativamente en su tamaño, configuración de proceso y parámetros operativos (Lal, Srivastava, & Bhattacharya, 2021).

1.2.19. Parámetros determinantes para la construcción de un biorreactor

- a. **Temperatura:** Para la clasificación de los organismos a tratar dentro de un biorreactor, otro de los principales aspectos a tener en cuenta es la temperatura, ya que estos reaccionan de distinta forma en función de esta (Lal et al., 2021).
- b. **pH:** La concentración de iones hidrógeno afecta a la actividad enzimática y la velocidad de crecimiento microbiano. En este caso también nos encontramos con el problema de rendimiento ya que el pH óptimo para el crecimiento microbiano puede ser distinto del requerido para la formación de producto (Lal et al., 2021).
- c. **Agitación:** La agitación es la operación que crea o que acelera el contacto entre dos o más fases, una fermentación microbiana puede ser considerada como un sistema de tres fases, que implica reacciones líquido-sólido, gas-sólido y gas-líquido (Lal et al., 2021).
 - Tipos de biorreactores: CAS (AS convencionales), MBR, A/O- MBR (reactores biológicos de membrana anaeróbicos/óxicos)
 - Tipos de características del agua afluente: doméstica y sintética
 - Escala: escala de planta, banco y escala piloto
 - Diferentes niveles de DBO₅ (demanda química de oxígeno)
 - Diferentes TSS (sólidos suspendidos totales)
 - Cada tipo de biorreactor tiene diferentes caudales (m³/día) y tiene diferentes temperaturas.

1.2.20. Demanda bioquímica de oxígeno DBO₅

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) es uno de los criterios más utilizados para la evaluación de la calidad del agua, proporciona información sobre la fracción fácilmente biodegradable de la carga orgánica en el agua. Este método analítico requiere mucho tiempo, generalmente 5 días (Ryu et al., 2022). Sin embargo existe un porcentaje de error debido a las variaciones en la diversidad biológica de microorganismos (Jouanneau et al., 2014)

1.2.21. Estándares de calidad ambiental para agua

Según el Decreto Supremo N° 004 – 2017 – MINAM aprobado por el Ministerio del Ambiente, indican los valores actuales de los estándares de la calidad ambiental los cuales se encuentran detallados en la Tabla 3 (MINAM, 2017).

Tabla 3
Estándares de calidad ambiental para agua categoría 3.

Parámetro	Unidad	ECA categoría 3
Físico-químicos		
Aceites y grasas	mg/L	10
Cianuro libre	mg/L	0.0052
Color	Color verdadero escala Pt/Co	100 (a)
Conductividad eléctrica (CE)	(uS/cm)	5000
DBO ₅	mg/L	15
DQO	mg/L	40
Nitratos (NO ₃ ⁻ -N)	mg/L	100
Olor	Factor de dilución a 25 °C	Aceptable
Oxígeno disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 5
Potencial de hidrógeno pH	Unidad de pH	6.5 -8.4
Sulfatos	mg/L	1000
Temperatura	°C	Δ3
Microbiológicos y parasitológicos		
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	1000

Fuente: MINAM (2017) DS. 004 2017 MINAM

1.2.22. Límites máximos permisibles para aguas residuales domésticas

Es la medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el ministerio del ambiente y los organismos que conforman el Sistema de Gestión Ambiental (MINAM, 2010), para ello se consideraron los parámetros del decreto supremo 003-2010-MINAM que se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4
Límites máximos permisibles para efluentes domésticos.

Parámetro	unidad	LMP
Aceites y grasas	mg/L	20
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	10,000
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	100
Demanda química de oxígeno	mg/L	200

Tabla 4 (Continuación)

pH	unidad	6.5-8.5
Sólidos totales en suspensión	mL/L	150
Temperatura	°C	<35

Fuente: MINAM (2010) DS. 003 2010 MINAM

1.2.23. Métodos de análisis

Los métodos usados para la determinación de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos se resumen en la Tabla 5.

Tabla 5

Métodos de análisis de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos.

Nº	Parámetro	Método de análisis	Método estandarizado
1	pH	Potenciométrico	SM N° 4500 H + - B
2	Temperatura	Electrométrico	SM N° 2550 - B
3	Demanda química de oxígeno (DQO)	Calorimétrico	SM N° 5220 - D
4	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Winkler	SM N° 5210 - B
5	Sólidos sedimentables	Gravimétrico	SM N° 2540 - F
6	Sólidos totales	Gravimétrico	SM N° 2540 - B
7	Sólidos suspendidos totales	Gravimétrico	SM N° 2540 - D
8	Sólidos disueltos totales	Gravimétrico	SM N° 2540 - C
9	Sólidos totales fijos	Gravimétrico	SM N° 2540 - E
10	Sólidos totales volátiles	Gravimétrico	SM N° 2540 - E
11	Aceites y grasas	Gravimétrico	SM N° 5520 - B
12	Cloruros	Titulación	SM N° 4500 Cl - B
13	Alcalinidad	Titulación	SM N° 2320 - B
14	Conductividad	Electrométrico	SM N° 2510 - A
15	Turbidez	Nefelométrico	SM N° 2130 - B

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. **Ámbito de estudio**

El presente estudio se desarrolló con muestras obtenidas del río Torococha, comprendiendo el puente San Isidro y el barrio San Julián con las siguientes coordenadas WGS 84 UTM (376276.49 este; 8286587.75 norte) y (379910 este; 8286645 norte) respectivamente, a 3824 m.s.n.m. ubicados en la ciudad de Juliaca Puno. Los análisis de laboratorio se realizaron en el pabellón de laboratorios generales de la Universidad Nacional de Juliaca sede Capilla.



Figura 2. Ubicación de los puntos de monitoreo en la ciudad de Juliaca.

Fuente: Google Earth, (2022).

3.2. Metodología de la investigación

3.2.1. Materiales

a. Equipos

Turbidímetro 2100P HASH, incubadora INCUCCELL 700 ECO, balanza analítica CP 1245 SARTOURIUS, autoclave MMM STERILAB, multiparámetro WTW 340 i, microscopio LEICA DM500, oxímetro EXTECH D0600 y un baño maría BOECO HH-6.

b. Reactivos

Ácido sulfúrico (H_2SO_4 al 96%) 0.01N, fosfato diácido de potasio (KH_2PO_4 al 98%) 0.02 N, cloruro de amonio (NH_4Cl al 40%) 1 M, fosfato de sodio dibásico heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ al 95%) 0.1 N, ácido clorhídrico (HCl al 30%) 0.1 N, ácido nítrico (H_2NO_3 al 98%) 1 N, hidróxido de sodio (NaOH al 99%) 0.2 N, cloruro de sodio (NaClO al 95%) 1 N, sulfato de magnesio (MgSO_4 al 95%) 1 M, sulfato de sodio (NaSO_3 al 95%) 0.1 N, ácido clorhídrico (HCl al 36%) 0.1 N, cloruro férrico (FeCl_3 al 40%) 1 N, alcohol ($\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$ al 96°), hipoclorito de sodio (NaClO al 6.5 %), medio R2A grado reactivo analítico, medio agar MRS grado reactivo analítico, medio agar (CVBBL) grado reactivo analítico, medio agar (EMB) grado reactivo analítico y medios de pruebas bioquímicas grado reactivo analítico.

3.2.2. Diseño de investigación

Se aplicó un diseño experimental de tipo factorial con tres niveles en cada factor; siendo los factores pH (valor), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), concentración de inóculo microbiano (mL).

3.2.3. Tipo de investigación

La investigación fue de tipo descriptiva, experimental y prospectivo.

- Según los niveles de investigación “**descriptivo**”, porque se describió las situaciones y eventos del cómo es y cómo se manifiestan determinados fenómenos en un determinado tiempo y área geográfica (Pacori & Pacori, 2019).
- Según la finalidad o propósito “**Experimental**”, porque busca conocer, para después hacer, actuar, construir y modificar (Pacori & Pacori, 2019)

- Según su secuencia temporal “**prospectiva**”, porque se registrará la información según van ocurriendo los hechos o fenómenos, se conoce o se manipula una variable independiente y se miden cambios o consecuencias en la variable dependiente (Pacori & Pacori, 2019).

3.2.4. Enfoque de la investigación

La investigación fue diseñada bajo el planteamiento metodológico del enfoque cuantitativo, puesto que se adapta a las características y necesidades de la investigación.

a. Población

La presente investigación comprendió principalmente el agua residual de los puntos de muestreo del río Torococha en siguientes coordenadas WGS 84 UTM (376276.49 este; 8286587.75 norte); y (379910 este; 8286645 norte) respectivamente, donde se encuentran mayores conexiones clandestinas de aguas residuales considerando el puente San Isidro y el barrio San Julián.

Tabla 6

Puntos de muestreo del río Torococha de la ciudad de Juliaca.

Código	Puntos críticos	Ubicación		Altura (msnm)
		Este (x)	Norte (y)	
P1	Puente San Isidro	376276.49	8286587.75	3824
P2	Barrio San Julián	379910	8286645	3830

3.2.5. Muestra

a. Tipo de muestreo

En el trabajo de investigación se utilizó el tipo de muestreo “no probabilístico”, pues la muestra tomada es de acuerdo con el juicio personal o intencional, además el objetivo de la muestra es la riqueza, profundidad y calidad de la información, no la cantidad ni la estandarización.

3.2.6. Variables de investigación

a. Variable independiente

- pH
- Temperatura
- Concentración de inóculo microbiológico

b. Variable dependiente

- DBO₅

3.2.7. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

En la investigación se utilizó las siguientes técnicas e instrumentos, descritas por cada objetivo específico.

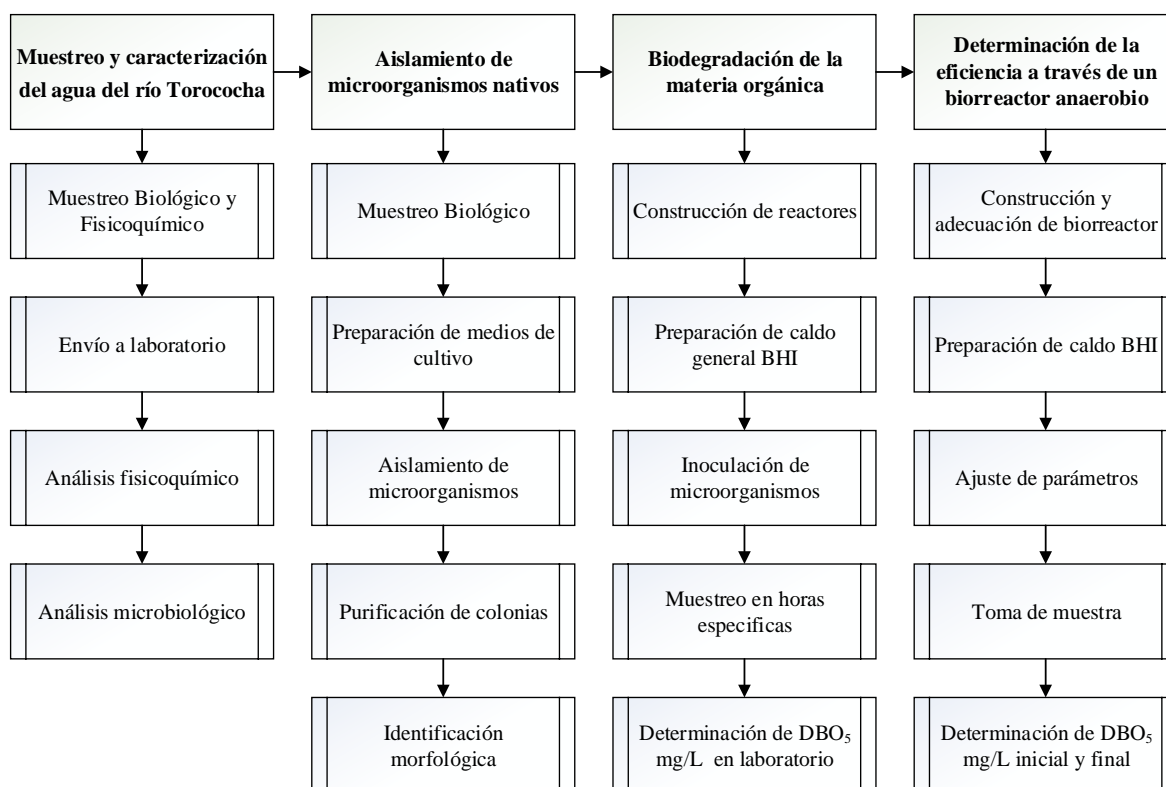


Figura 3. Flujograma metodológico.

3.3. Caracterización de las aguas del río Torococha mediante parámetros físicos, químicos y microbiológicos.

3.3.1. Evaluación de la calidad de Agua del río Torococha

Se analizó los distintos parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las aguas del río Torococha centrándose solo en la época de sequía debido a que en esta época es donde existen mayor concentración de microorganismos, por ello se muestreó mediante el protocolo de muestreo de aguas propuesto por la Autoridad Nacional del Agua (Fontalvo & Tamaris, 2018). Estos resultados servirán para evaluar los parámetros que serán necesarios para la biodegradación de la materia orgánica y la adaptación del biorreactor.

3.3.2. Procedimiento para el muestreo

Se rotuló cada frasco con el nombre del punto de muestreo y la ubicación marcada con el GPS y datos como fecha y hora de recolección, tipo de muestra. Se utilizó los implementos necesarios como guantes descartables antes de la toma de muestra, se ubicó en un punto de fácil acceso donde la corriente era homogénea y poco turbulenta, para la toma de muestra se utilizó un brazo muestreador, se aseguró el frasco y se retiró la tapa del frasco, se extendió el brazo y se sumergió la botella en sentido contrario a la corriente a una profundidad de 20 cm de la superficie. Se midió los parámetros in situ, para lo cual se recogió 250 mL de muestra, además se recolectaron muestras de agua en frascos de vidrio de 1 L de capacidad, previamente los frascos se enjuagaron por lo menos tres veces con la muestra, excepto los que tenían preservante (Severiche, Castillo, & Acevedo, 2013).

3.3.3. pH

El potencial de hidrógeno se determinó en el cuerpo de agua para lo cual se utilizó una alícuota de la muestra en un vaso de precipitados y se realizó la medición utilizando un multiparámetro marca WTW modelo 340 i, se introdujo el electrodo en el vaso precipitado y se registró los valores correspondientes, para la determinación en el laboratorio primeramente se calibró el electrodo con una solución de pH conocido, tampón de pH 7.0, se lavó el electrodo con agua destilada y se secó con papel absorbente, posteriormente se introdujo el electrodo en la solución problema y se registró el pH de la muestra (Fernández y Dolores, 2005).

3.3.4. Temperatura

La temperatura se determinó en el cuerpo de agua para lo cual se utilizó una alícuota de la muestra en un vaso precipitado y se realizó la medición utilizando un multiparámetro marca WTW modelo 340 i, se introdujo el electrodo en el vaso precipitado y se registró los valores correspondientes (APHA-AWWA-WEF 2005).

3.3.5. Demanda química de oxígeno.

- a. **Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco de vidrio y se adicionó preservante [H₂SO₄], manteniéndose en refrigeración a 4°C hasta el momento del análisis (Morales et al. 2021).
- b. **Preparación de estándares:** Se preparó estándares de las siguientes concentraciones (50; 100; 200) mgO₂/L a partir de la solución de Biftalato de potasio 500 mgO₂/L de DQO (APHA-AWWA-WEF 2017).
- c. **Digestión de muestra:** Se disolvió en una fiola de 1L, 500 mL de agua destilada, 12.259 g. de dicromato de potasio, 167 mL de ácido sulfúrico y 33.3 g. de sulfato de mercurio, se agitó con mucho cuidado hasta lograr disolver por completo el sulfato de mercurio, luego se disolvió 22 g de sulfato de plata en 2.5 litros de ácido sulfúrico concentrado. Se precalentó el digestor una hora antes de colocar las muestras a una temperatura de 150 °C (APHA-AWWA-WEF 2017).
- d. **Procedimiento:** Se colocó 2.5 mL de la muestra en un tubo de ensayo se adicionó 1.5 mL de la solución digestora después se agregó 2.5 mL de ácido sulfúrico que contenía sulfato de plata. Finalmente se agita el vial y se llevó los tubos de ensayo al block de calentamiento a 150 °C durante 2 horas. Pasadas las 2 horas se esperó a que se estabilicen las muestras digestadas para luego determinar el dicromato residual por colorimetría a una longitud de onda de 440 nm (Morales et al. 2021).

3.3.6. Demanda bioquímica de oxígeno

- a) **Preparación del agua de dilución:** Se transfirió la muestra a tubos de ensayo 10 mL de volumen, teniendo en cuenta que la concentración de oxígeno disuelto esté en el parámetro de 7.5 mg/L antes de realizar las pruebas de DBO₅, se incrementó el oxígeno disuelto aireando el agua de dilución a través de un compresor de aire, se guardó la botella tapada con algodón hasta llegar a la concentración del 1%. Luego se añadió 1.0 mL de tampón de fosfato, MgSO₄, CaCl₂ y solución de FeCl₃ a la concentración preparada, se mezcló bien y se llevó a una temperatura de 20 ± 3°C, inmediatamente se preparó el agua para la dilución de muestras

sin agregar agentes oxidantes y ni exponerse a la luz (APHA-AWWA-WEF 2017).

- b) Ajuste de temperatura de las muestras a 20 ± 3 °C:** Usando una pipeta de 10 ml de volumen se agregó 3 mL de muestra de agua residual previamente homogenizada a los matraces volumétricos y se completó el volumen hasta las dos terceras partes del volumen del matraz, en seguida se homogeneizó evitando airear la muestra (Navarro, 2015).
- c) Sellado de botellas:** Se llenó los frascos Winckler a un volumen de 300 mL con la solución anterior de tal forma que al tapar no se produzca ni una burbuja, se mezcló la muestra girando la botella varias veces para evitar la incorporación de oxígeno, se usó un sello de agua y se colocó una tapa de aluminio sobre cada botella para evitar la evaporación durante la incubación (APHA-AWWA-WEF 2017).
- d) Determinación de oxígeno disuelto inicial:** Se procedió a la medición del oxígeno disuelto inicial, utilizando el oxímetro para lo cual se introdujo el electrodo de membrana en las muestras anteriores (Navarro, 2015).
- e) Incubación de la muestra:** Se incubó la muestra a 20 ± 1 °C en la incubadora marca Memmert modelo IF50 excluyendo la luz para evitar el crecimiento de algas (M. O. Navarro, 2015).
- f) Determinación de oxígeno disuelto final:** Luego de 5 días y 6 horas de incubación se determinó el oxígeno disuelto de todas las muestras usando el oxímetro con el electrodo de membrana (APHA-AWWA-WEF 2017).
- g) Análisis de datos:** Para realizar el cálculo de la DBO_5 se utilizó la fórmula (1).

$$DBO_5 \text{ mg/L} = \frac{(D_1 - D_2)}{P} \quad (1)$$

Donde:

D_1 = OD muestra diluida inmediatamente después de la dilución, mg/L

D_2 = OD muestra después de los 5 días de incubación a 20 °C, mg/L

P= Fracción volumétrica decimal de la muestra; $1/P$ = dilución utilizada.

3.3.7. Sólidos sedimentables

- a. **Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL.
- b. **Procedimiento método volumétrico:** En el propio frasco, se dejó que la muestra alcance la temperatura ambiente del laboratorio, se mezcló bien la muestra por agitación luego se llenó el cono Imhoff evitando verter la muestra por las paredes del cono, hasta la marca de un litro, se dejó sedimentar por 45 minutos, posterior a ello se removió suavemente las paredes del cono con una varilla agitadora, se dejó sedimentar 15 minutos más finalmente se registró el volumen de sólidos sedimentables del cono como milímetros por litro (Luvi, 2014).

3.3.8. Sólidos totales

- a. **Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL
- b. **Preparación de la cápsula de evaporación:** Se calentó la cápsula limpia a 103-105 °C durante una hora, luego se conservó la cápsula en el desecador para estabilizarlo y se pesó inmediatamente (Carpio, 2017).
- c. **Determinación de sólidos:** Se seleccionó un volumen de 25 mL de la muestra, luego se transfirió la muestra a la cápsula de evaporación, se colocó la cápsula en un horno de secado y se dejó evaporar la muestra evitando la ebullición y salpicaduras. Se secó la muestra durante una hora en un horno a 103-105 °C, se dejó estabilizar en el desecador para equilibrar la temperatura y registrar los datos obtenidos (Carpio, 2017).
- d. **Cálculo y presentación de resultados:** Los cálculos se determinaron usando la fórmula (2).

$$\frac{\text{mg sólidos totales}}{L} = \frac{(B - A) \times 1000}{\text{volumen de muestra (en mL)}} \quad (2)$$

A: peso de la cápsula de evaporación vacía (en mg)

B: peso de la cápsula de evaporación + residuo seco (en mg).

3.3.9. Sólidos suspendidos totales

- a. **Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL.
- b. **Preparación de filtro:** Se insertó el filtro con la cara rugosa hacia arriba en el equipo de filtración, enseguida se aplicó el filtro al vacío y se llenó el filtro con 3 porciones sucesivas de 20 mL de agua destilada, se mantuvo la filtración hasta la reducción total de las trazas de agua, se retiró el filtro, luego de colocarlo en un papel de aluminio y secarlo en estufa a 103-105 °C durante una hora, se enfrió en el desecador hasta su empleo, se pesó el filtro, y se registró los datos, finalmente se repitió hasta que la variación del peso sea < 4% o de 0.5 mg (lo que resulte menor), se registró el peso del filtro (peso A) (Fernández y Dolores, 2005).
- c. **Análisis de la muestra:** Se esperó a que la muestra se estabilice, se utilizó 25 mL de muestra, luego se cogió el filtro previamente tarado del desecador, se llevó al equipo de filtración para iniciar la succión, enseguida se agitó la muestra adecuadamente y se depositó el volumen de la muestra sobre el filtro, una vez que la muestra termine de filtrar, se lavó 3 veces sucesivas con volúmenes de 10 mL de agua destilada dejando secar entre lavados, se retiró el filtro al papel de aluminio (al mismo donde se guardó en el desecador) y se secó en la estufa a 103-105 °C durante una hora, el secado se extendió lo necesario, hasta cuando la apariencia física de la muestra denotó presencia de grasa o alto contenido de sales, luego se dejó estabilizar en el desecador, se pesó el filtro y se registró los datos, finalmente se repitió el ciclo de secado, enfriamiento, desecado y pesado, hasta que la variación del peso sea < 4% o de 0.5 mg. Se anotó los pesos del filtro (peso B) (A. E. Aguilar, 2017).
- d. **Cálculo y presentación de resultados.**

$$\frac{\text{mg sólidos suspendidos totales}}{L} = \frac{(B-A)*1000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (3)$$

A: peso del filtro seco antes de la filtración (en mg)

B: peso del filtro + residuo seco (en mg).

3.3.10. Sólidos disueltos totales

- a. **Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL.
- b. **Procedimiento:** Se encendió la mufla a $180 \pm 2^\circ\text{C}$, luego se colocó el filtro, enseguida se aplicó la filtración al vacío y se lavó con 3 porciones sucesivas de 25 mL de agua destilada, se continuó la succión hasta reducción total de las trazas de agua. Se retiró el filtro, se depositó en la cápsula de evaporación que se taró y se llevó a la mufla por 1 hora a $180 \pm 2^\circ\text{C}$, después de la hora, se sacó la cápsula con el filtro y se colocó en el desecador, con las pinzas, se retiró el filtro y se colocó sobre papel aluminio en el mismo desecador donde se dejó en reposo junto con la cápsula hasta el momento de usarlo, se pesó la cápsula inmediatamente antes de usar y registrar el dato (Peso A), luego se esperó a que la muestra se estabilice, enseguida se ensambló el equipo de filtración utilizando un filtro previamente acondicionado, se seleccionó 25 mL de volumen de muestra, después se mezcló la muestra y se procedió a filtrar, se lavó con tres alícuotas de 10 mL de agua destilada, se succionó durante 3 minutos adicionales, se transfirió el filtrado, a la cápsula de evaporación previamente tarada, enseguida se llevó para secar evitando la ebullición, luego se introdujo la cápsula en la mufla previamente acondicionada a $180 \pm 2^\circ\text{C}$, finalmente se dejó estabilizar la muestra en el desecador; se pesó la cápsula y se registró (Peso B) (APHA-AWWA-WEF, 2017).
- c. **Cálculos y presentación de resultados.**

$$\frac{\text{mg sólidos disueltos totales}}{L} = \frac{(B-A)*1000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (4)$$

A: peso de la cápsula de evaporación vacía (en mg)

B: peso de la cápsula de evaporación + residuo seco (en mg); se empleó el promedio de los dos valores que cumplan el requisito de peso constante antes enunciado.

3.3.11. Sólidos fijos y volátiles

- a. **Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL.

b. Procedimiento: Para la preparación del filtro se realizó por incineración en mufla a 550°C durante una hora. Luego se guardó el filtro en el desecador y se pesó inmediatamente antes de utilizarlo (peso A), se registró el peso del filtro más el residuo, una vez secado a 103 o 180°C (peso B), luego se incineró el residuo obtenido a 550 °C durante 15 minutos, enseguida se dejó el filtro en el desecador hasta que se establezca la temperatura, después se pesó el filtro y se registró los datos, finalmente se repitió las etapas hasta que la diferencia con la pesada previa sea < 4% < 0.5 mg. Se registró el peso del filtro o la cápsula (Luvi, 2014).

c. Cálculo y presentación de resultados.

$$\frac{mg \text{ sólidos volátiles}}{L} = (B - C) * \frac{1000}{volumen \text{ de muestra en mL}} \quad (5)$$

$$\frac{mg \text{ sólidos fijos}}{L} = (C - A) * \frac{1000}{volumen \text{ de muestra en mL}} \quad (6)$$

Donde:

A: Peso del filtro o la cápsula vacía (en mg)

B: Peso del filtro o la cápsula + residuo seco, antes de ignición (en mg)

C: Peso del filtro o la cápsula + residuo seco, después de ignición (en g).

3.3.12. Aceites y grasas: En la determinación de grasas y aceites no se mide una cantidad absoluta de una sustancia específica; se determinan grupos de sustancias con características físicas similares con base en su solubilidad en el solvente. Así, el término "grasas y aceites" comprende cualquier material recuperado como una sustancia soluble en el solvente (n-hexano). Esto incluye otros materiales extraídos por el solvente de la muestra acidificada, tales como compuestos azufrados, algunos colorantes orgánicos y clorofila, no volatilizados durante el ensayo (Hernandez et al., 2007).

a. Recolección preservación de muestras: La muestra tomó en un frasco de vidrio claro de boca ancha con capacidad máxima de un litro, la tapa provista de una lámina de papel aluminio que impidió el contacto de la muestra con el interior de la tapa se adicionó a las muestras HCl o H₂SO₄ concentrado hasta

pH < 2, con el fin de romper las emulsiones e hidrolizar los jabones y detergentes (APHA-AWWA-WEF, 2017).

- b. Procedimiento:** Se cortó la muselina en círculos de diámetro mayor en un centímetro al del embudo buchner a utilizar, se puso en el fondo del embudo buchner el disco de muselina y sobre ésta un papel de filtro cuantitativo, se colocó el papel filtro y la muselina al fondo del embudo humedeciéndolo y presionando las orillas del papel con un agitador de vidrio limpio, se aplicó vacío y se filtró 100 mL de suspensión de ayuda (tierra de diatomácea) y se lavó con 100 mL de agua destilada hasta que ya no se vea el paso de agua. Se consignó los datos, se aforó la botella demarcando el nivel de muestra luego se adicionó el lecho filtrante evitando pérdidas, se filtró el blanco estándar hasta que ya no pase agua enseguida. Se secó el dedal con las muestras el recipiente y varilla empleados en la filtración en un horno a 103 °C durante 30 minutos, se llevó los dedales al extractor soxhlet y luego se pesó los vasos de extracción después se adicionó el solvente al vaso de extracción hasta 180 mL para luego llevarlo a la plancha de calentamiento del equipo extractor enseguida se conectó el baño de aceite a una temperatura de 110°C se replicó la extracción durante 4 horas acabada la extracción se dejó estabilizar el equipo durante una hora luego se llevó los vasos a la cabina extractora para eliminar el solvente residual. Finalmente se dejó estabilizar en el desecador y se registró el peso final (Hernandez et al., 2007).

3.3.13. Alcalinidad.

- a. Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL
- b. Titulación con la solución de hidróxido de sodio 0.02 N:** Se pipeteó 10 mL de solución de Ftalato de Potasio 0.02 N y 50 mL de agua destilada en un Erlenmeyer de 250 mL. Luego se agregó 50 mL de agua destilada y dos gotas de indicador de fenolftaleína, enseguida se tituló con solución de hidróxido de sodio 0.02 N hasta que la coloración rosa pálida sea persistente (Severiche, Castillo, & Acevedo, 2013).

1.0 mL de la solución de NaOH 0.02 N es equivalente a 1.0 mg de CaCO₃.

$$N_1 * V_1 = N_2 * V_2 \quad (7)$$

Donde:

V1 = volumen de hidróxido de sodio

N1 = normalidad del hidróxido de sodio

V2 = volumen de ftalato de sodio

N2 = normalidad del ftalato de sodio

- c. Procedimiento:** Se pipeteó 50 mL de muestra en un Erlenmeyer manteniendo la punta de la pipeta cerca del fondo del matraz, para muestras de agua tratada que contengan cloro residual, se añadió una gota de solución de tiosulfato de sodio 0.1M, se adicionó 2 a 3 gotas de indicador fenolftaleína y se tituló con ácido sulfúrico 0.02 N hasta desaparición de color. Se anotó los mL de solución titulante consumidos (APHA-AWWA-WEF, 2017).

d. Cálculos y presentación de resultados.

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{A * N * 50 * 1000}{\text{mL de muestra}} \quad (8)$$

Donde:

A = mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación

N = normalidad del ácido sulfúrico

3.3.14. Cloruros.

- a. Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL.
- b. Titulación con nitrato de plata:** Se utilizó 10 mL de solución de NaCl 0.01 N y se depositó en un matraz Erlenmeyer de 250 mL y se agregó 50 mL de agua desionizada. Se determinó el pH de la muestra y se ajustó por adición de gotas de NaOH 0.02 N ó H₂SO₄ 0.02 N a un rango 7.0 -10, se añadió 1.0 mL de solución indicadora de K₂CrO₄ (Severiche et al., 2013).

Se tituló con la solución de AgNO₃ hasta punto final de color amarillo rojizo luego se calculó utilizando fórmula (7).

$$N_1 * V_1 = N_2 * V_2 \quad (7)$$

Donde:

V1 = volumen de hidróxido de sodio

N1 = normalidad del hidróxido de sodio

V2 = volumen de ftalato de sodio

N2 = normalidad del ftalato de sodio

c. Determinación de cloruros en muestras: Con el fin de conocer aproximadamente el rango de concentración de los cloruros, Se midió previamente la conductividad, en un Erlenmeyer, se pipeteó 50 mL de muestra o una alícuota adecuada y diluida a 50 mL, se determinó el pH de la muestra y se ajustó en un intervalo 7.0-10.0, por adición de gotas de NaOH 0.02 N o H₂SO₄ 0.02 N, se añadió 1.0 mL de solución indicadora de K₂CrO₄, la cual dio a la muestra un color amarillo brillante, se dio valor con la solución titulante de nitrato de plata 0.01 N, manteniendo la muestra en agitación permanente hasta que el color viró a amarillo rojizo. Se registró los mililitros de solución titulante consumidos. Se continuó la valoración hasta color rojo ladrillo para confirmar el punto final, se hizo un blanco de reactivos en las mismas condiciones, tomando como muestra agua desionizada; usualmente éste se gastó entre 0.2 y 0.4 mL (APHA-AWWA-WEF, 2017).

d. Cálculos y presentación de resultados.

Para la realización de los cálculos correspondientes se utilizó la fórmula (9)

$$\frac{mg Cl^-}{L} = \frac{(A-B)*N*35.45*1000}{mL de muestra} \quad (9)$$

A = mL de nitrato de plata gastados en la muestra

B = mL de nitrato de plata gastados en el blanco

N = normalidad del nitrato de plata

3.3.15. Conductividad

La conductividad se determinó mediante el método electrométrico en el cuerpo de agua utilizando un vaso precipitado para la medición para lo cual se utilizó un multiparámetro marca WTW modelo 340 i , se introdujo el electrodo en el vaso precipitado y se anotó los valores correspondientes (Severiche et al., 2013).

3.3.16. Turbiedad

Para la determinación de la turbiedad se utilizó el método nefelométrico

- a. Recolección preservación de muestras:** La muestra se recolectó en un frasco polietileno de alta densidad de 500 mL.
- b. Procedimiento:** Se agitaron las muestras hasta lograr una buena dilución, luego se procedió a realizar la medición utilizando el turbidímetro (APHA-AWWA-WEF, 2017).

3.3.17. Análisis microbiológico del agua

En esta etapa de la investigación se realizó el análisis microbiológico del agua a través del método del número más probable (NMP) para ello se utilizó las técnicas 9221-A Y B del standard methods for the examination of water and wastewater (SMEWW), 21 th (APHA, 2005), el cual consistió en realizar una serie de diluciones consecutivas en un medio líquido adecuado para el crecimiento. Primero se realizó la toma de muestra del río Torococha según la metodología propuesta por el centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias ambientales (CEPIS, 2012), luego se procedió a inocular la muestra de agua previamente esterilizadas en los medios de cultivo en una serie de diluciones consecutivas de 1:10, los tubos inoculados con la muestra de agua se homogenizaron y se procedió a incubar a una temperatura de 37° C por 24 horas (Mejía & Zelada, 2019).

3.4. Aislamiento e identificación de los microorganismos nativos de las aguas del río Torococha

3.4.1. Toma de muestra

Se procedió a la toma de muestra del río Torococha en un frasco de vidrio de 250 mL, se mezcló con el medio mineral inorgánico estéril (IMM) manteniendo un pH de 7.2 (Wiegand et al., 2008), se denominó medio salino mínimo libre de cloruro. Se trasladó inmediatamente bajo condiciones de temperatura de 5 a 15 °C al laboratorio de la Universidad Nacional de Juliaca sede Capilla.

3.4.2. Enriquecimiento de las muestras

Se trabajó con alícuotas de 10 mg/L de la muestra madre, las cuales se inocularon en 3 matraces de 125 mL conteniendo el medio de cultivo BHI, luego se incubaron a 37 °C por un periodo de 24 a 48 horas (Pires, Viana, Braga JR, Schwan, & Silva, 2021).

3.4.3. Aislamiento de microorganismos a partir de disoluciones

Luego de la incubación se procedió con la etapa de enriquecimiento microbiano, donde se aislaron los microorganismos presentes por el método de estriado en placa usando agar rico en nutrientes para el enriquecimiento empleando los siguientes medios de cultivo: Agar Luria Bertani (LB); agar BHI, medio MRS para bacterias ácido lácticas (Centeno, Quintana, & López, 2019); agar sabouraud para aislar levaduras, todos ellos se incubaron a 37 °C por un periodo de 24 a 48 horas.

3.4.4. Purificación de colonias aisladas

Las colonias que crecieron en las placas Petri del proceso anterior, se purificaron por resiembras sucesivas de cada tipo de bacteria hasta obtener colonias puras (Pires et al., 2021), se pretendió realizar 2 repiques en cada medio, las colonias seleccionadas se volvieron a cultivar para obtener un cultivo puro para luego ser inoculados en los biorreactores y evaluar la interacción entre los parámetros (pH, temperatura y concentración de inóculo) y la eficiencia de reducción de materia orgánica propuesto en el tercer objetivo.

3.4.5. Identificación morfológica

Se identificó el tamaño, color y morfología macroscópica de las colonias resultantes en el medio sólido para ello se utilizó el método de la tinción de Gram (Guatibonza & Torrijos, 2018).

3.5. Evaluación de la biodegradación de materia orgánica de las aguas del río Torococha en función a los parámetros de pH, temperatura y concentración del inóculo.

La biodegradación de materia orgánica se realizó en sistemas estacionarios para ello se adecuaron frascos de vidrio con capacidad de un litro, con cierre de tapa hermético, al cual se ensamblaron paletas impulsadas por un pequeño motor eléctrico de 100 RPM, con la finalidad de lograr una mezcla homogénea y mayor contacto con los microorganismos (reactores con agitación continua) (Panikov & States, 2016). Para evaluar la capacidad de biodegradación de los microorganismos nativos se prepararon unidades experimentales con la interacción de los factores: pH, temperatura y concentración de inóculo microbiano, según el diseño experimental mostrado en la Tabla 7.

Tabla 7
Parámetros a evaluar y metodología de análisis.

Camp os	pH			Temperatura			Concentración del inóculo microbiano		
	a1	a2	a3	b1	b2	b3	c1	c2	c3
1	a1,1	a2,1	a3,1	b1,1	b2,1	b3,1	c1,1	c2,1	c3,1
2	a2,1	a2,2	a2,3	b2,1	b2,2	b2,3	c2,1	c2,2	c2,3
3	a3,1	a3,2	a3,3	b3,1	b3,2	b3,3	c3,1	c3,2	c3,3

La eficiencia de biodegradación de materia orgánica de cada unidad experimental se evaluó mediante la determinación de la concentración de la DBO₅ como variable respuesta mediante el método Winkler.

3.6. Diseño, construcción y evaluación de un biorreactor para evaluar la eficiencia de biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha.

En función a los resultados del proceso de degradación de materia orgánica, se construyó un biorreactor brindándole las condiciones necesarias para mejorar la eficiencia de la biodegradación de la materia orgánica.

3.6.1. Biorreactor

Se acondicionó un biorreactor a escala laboratorio, para ello se empleó material de plástico polietileno de alta densidad, en la parte superior se acondicionó un motor eléctrico de 100 RPM para la agitación, además contó con válvulas de entrada y salidas para la toma de alícuotas de muestras, en su interior se acondicionó una resistencia para proveer la temperatura óptima y también un panel de control electrónico en la cual se manipuló los sensores de temperatura y agitación, la base central se adecuó con un soporte metálico (Robles, 2005).

3.6.2. Determinación de la eficiencia del biorreactor

La eficiencia de la biodegradación en el biorreactor, fue determinada mediante la concentración de la DBO₅ de entrada y la concentración de la DBO₅ de salida (Apaza, 2018).

El porcentaje de reducción de DBO₅ se determinó mediante la ecuación (10)

$$\text{Remoción de DBO}_5 \text{ mg/L} = \left(\frac{\text{DBO}_{5_0} \text{ mg/L} - \text{DBO}_{5_t} \text{ mg/L}}{\text{DBO}_{5_0} \text{ mg/L}} \right) \times 100 \quad (10)$$

Donde:

DBO_{5₀}: Concentración de la DBO₅ a la entrada

DBO_{5_t}: Concentración inicial de DBO₅ a la salida

La eficiencia de biodegradación de materia orgánica de cada unidad experimental se evaluó mediante la determinación de la concentración de la DBO₅ como variable respuesta mediante el método Winkler.

3.7. Análisis estadístico

3.7.1. Análisis de varianza

El diseño experimental que se empleó fue un diseño factorial con 3 niveles en cada factor; siendo los factores pH (valor), temperatura (°C), concentración de inóculo (mL). Para el análisis de datos y generación de gráficos se usó el software estadístico STATGRAPHICS Centurion XVI, R versión 4.1.0 y Design-Expert Versión 7 para sistema operativo Windows.

Tabla 8
Niveles de las variables independientes para la reducción de DBO₅.

Variable (unidad)	Factores	Nivel		
	x	-1	0	1
Temperatura, T (°C)	x_1	23.00	30.00	37.00
pH	x_2	6.00	7.00	8.00
Concentración de inóculo, C (mL)	x_3	5.00	10.00	20.00

Fuente: Ayala & Pardo (1995)

La matriz del diseño experimental realizando todas las combinaciones posibles entre niveles y variables se expone en la Tabla 8. Estos valores sirvieron de guía para conducir los experimentos y los resultados se anotaron adecuadamente en la Tabla 9 para proceder a su tratamiento estadístico.

Tabla 9
Matriz experimental para el diseño factorial.

N°	Variables independientes			Variable respuesta
	Temperatura (°C)	pH	Concentración de inóculo (mL)	Reducción de DBO ₅ (%)
1	23	6	5	
2	37	6	5	
3	23	8	5	
4	37	8	5	
5	23	6	20	
6	37	6	20	
7	23	8	20	
8	37	8	20	
9	30	7	10	
10	30	7	10	
11	30	7	10	

Fuente: Ayala & Pardo (1995)

3.7.2. Análisis estadístico

El modelo estadístico que se usó fue el siguiente:

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + \mu_{ijkl} \quad (11)$$

i = 6.0, 7.0 y 8.0 valor de pH

j = 23, 30 y 37 °C

k = 5, 10 y 20 mL

l = 1, 2 y 3 repeticiones

y_{ijkl} : Representa la observación correspondiente al nivel (i) del factor pH, al nivel (j) del factor de temperatura y el nivel (k) factor de la concentración de la muestra
 μ : Efecto constante, es el porcentaje medio de reducción de DBO₅, común a todos los factores.

α_i : Efecto producido por el nivel i-ésimo del factor pH.

β_j : Efecto producido por el nivel j-ésimo del factor temperatura.

γ_k : Efecto producido por el nivel k-ésimo del factor concentración del inóculo microbiano.

$(\alpha\beta)_{ij}$: Efecto producido por la interacción entre pH y temperatura.

$(\alpha\gamma)_{ik}$: Efecto producido por la interacción entre pH y concentración del inóculo microbiano.

$(\beta\gamma)_{jk}$: Efecto producido por la interacción entre temperatura y concentración del inóculo microbiano.

$(\alpha\beta\gamma)_{ijk}$: Efecto producido por la interacción entre pH, temperatura y concentración del inóculo microbiano.

μ_{ijkl} : Variable independiente con distribución N (0, θ)

Tabla 10

Diseño factorial con 3 factores.

F.V.	S.C.	G.L.	C.M.	F. exp.
Factor A	SCA	a - 1	CMA	CMA/CMR
Factor B	SCB	b - 1	CMB	CMB/CMR
Factor C	SCC	c - 1	CMC	CMC/CMR
AxB	SC(AB)	(a - 1)(b - 1)	CM(AB)	CM(AB)CMR
AxC	SC(AC)	(a - 1)(c - 1)	CM(AC)	CM(AC)CMR
BxC	SC(BC)	(b - 1)(c - 1)	CM(BC)	CM(BC)CMR
AxBxC	SC(ABC)	(a - 1)(b - 1)(c - 1)	CM(ABC)	CM(ABC)CMR
Residual	SCR	abc(r - 1)	CMR	
Total	SCT	abcr - 1	CMT	

Fuente: Laura (2001)

Se utilizó el modelo de regresión de primer orden para ajustar los datos experimentales obtenidos del diseño experimental:

$$y = \beta_0 + \sum_{i=0}^k \beta_i x_i + \sum_i \sum_j \beta_{ij} x_i x_j + \varepsilon \quad (12)$$

Donde y es la variable respuesta, x representa las variables independientes y β son los coeficientes del modelo. Desarrollando la ecuación (12), considerando 3 variables para la matriz experimental del diseño factorial tenemos:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_1 x_2 + \beta_5 x_1 x_3 + \beta_6 x_2 x_3 + \beta_7 x_1 x_2 x_3 \quad (13)$$

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de las aguas del río Torococha mediante los parámetros físico-químicos y microbiológicos.

La caracterización fue realizada en los meses de sequía comprendidos entre los meses de noviembre y diciembre del 2021. El proceso de análisis de muestra se realizó teniendo en cuenta las metodologías propuestas por (APHA-AWWA-WEF, 2017), los cuales se analizaron en laboratorio de la Universidad Nacional de Juliaca y parámetros como la DBO₅, DQO aceites y grasas y Coliformes totales fueron enviados al laboratorio BHIOS Arequipa.

Tabla 11

Resultados del análisis de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las aguas del río Torococha en el tramo San Julián- San Isidro noviembre 2021.

N°	Parámetro	Unidad	Resultados		ECA categoría 3
			P1: (San Isidro)	P2: (San Julián)	
1	pH	Unidades de pH	6.22	7.48	6.5 -8.5
2	Temperatura	°C	32	27	Δ 3
3	Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	457	43	40
4	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	134	15	15
5	Sólidos sedimentables	mg/L	24	8	---
6	Sólidos totales	mg/L	690	170	---
7	Sólidos suspendidos totales	mg/L	681.046	166.55	---
8	Sólidos disueltos totales	mg/L	8.954	3.45	≤100
9	Sólidos totales fijos	mg/L	50	30	---
10	Sólidos totales volátiles	mg/L	20	15	---
11	Aceites y grasas	mg/L	14.3	1.3	5.0
12	Cloruros	mg/L	619.8	1819.43	500
13	Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	100	56	---

Tabla 11 (Continuación).

14	Conductividad	$\mu\text{S/cm}$	6921	8954	2500
15	Turbidez	NTU	110	56	---
16	Coliformes fecales	NMP/100 mL	49	230000000	2000

La Tabla 11, muestra los parámetros que se evaluaron en ambos puntos de muestreo siendo P1 el barrio San Isidro y P2 el barrio San Julián los resultados muestran que los parámetros como la DBO_5 (134 mg/L), DQO (457 mg/L), aceites y grasas (14.3 mg/L) conductividad (6921 $\mu\text{S/cm}$) y turbidez (110 NTU) en el barrio San Isidro sobrepasan los estándares de calidad ambiental tercera categoría establecidos por el Ministerio del Ambiente (MINAM), el cual establece un límite para DBO_5 (15 mg/L), DQO (40 mg/L), aceites y grasas (5.0 mg/L) y conductividad (6921 $\mu\text{S/cm}$), del mismo modo en el barrio San Julián el valor de DQO (43 mg/L) y Coliformes fecales (23000000 NMP/100 mL) sobrepasa alarmantemente los estándares de calidad ambiental (2000 NMP/100 mL) dándonos a entender que existe una autodepuración por parte del río Torococha respecto a los contaminantes orgánicos, sin embargo existe una carencia de desinfección de los mismos al comenzar su recorrido.

Las concentraciones de los sólidos suspendidos totales (690 y 170) mg/L encontraron su valor máximo en el puente San Isidro, por su parte Yana (2014), encontró valores promedio de (90 a 190) mg/L siendo la más alta en los meses de mayor estiaje en la ciudad, sin embargo el valor que se encontró respecto al mismo punto difiere en 500 mg/L, esto debido a que en la actualidad en este punto se realizó una reducción de lodos y una limpieza generando la suspensión de sólidos teniendo una afectación de este parámetro respecto a años anteriores, la gran cantidad de sólidos suspendidos totales hace que no ingrese la radiación solar en el río generando así un proceso anaeróbico durante el cauce. En contraste con los valores de DBO_5 (134 mg/L) coincidió con los valores encontrados por Yana (2014) en los mismos puntos donde se realizaron las muestras sin embargo existe un ligero incremento respecto al punto del barrio San Isidro esto debido a que se incrementó el vertimiento de aguas residuales en este punto. Respecto a los valores de DQO (457 mg/L) se encontró un incremento notorio esto debido a que también existe vertimiento de aguas residuales industriales en esa zona.

4.2. Aislamiento de microorganismos nativos de las aguas del río Torococha

4.2.1. Aislamiento de microorganismos:

La Figura 4 muestra el crecimiento y desarrollo de microorganismos en los 4 medios o agares que se utilizó; agar Luria Bertani, agar Sabouraud, agar MRS selectivo para bacterias ácido lácticas y agar BHI, donde los resultados muestran el crecimiento de microorganismos tras haber transcurrido las 48 horas en las placas presentaron un buen desarrollo de colonias bacterianas de un total de 40 aislamientos se encontraron 12 microorganismos los cuales fueron aislados para su caracterización y se muestran en la Figura 6 y 7.



Figura 4. Aislamiento de microorganismos en sus diferentes diluciones.

Pretel (2018), en su investigación para aislar microorganismos nativos de un total de 30 aislamientos encontró bacterias ácido lácticas además de hongos con características similares la disposición de la mayoría de las células estaba en pares y en cadenas, tres cepas resultaron ser Gram positivo con carácter morfológico de estafilococos y bacilos, estas células estaban mayoritariamente presentes en parejas, Garcha, Verma, & Brar (2016), por su parte encontró que de un total de 59 bacterias aisladas sólo 10 tuvieron mayor eficiencia siendo la gran mayoría de carácter Gram positivo coincidiendo con los resultados de este estudio el cual se utilizó bacterias Gram positivas para la biodegradación de materia orgánica.

4.2.2. Identificación morfológica

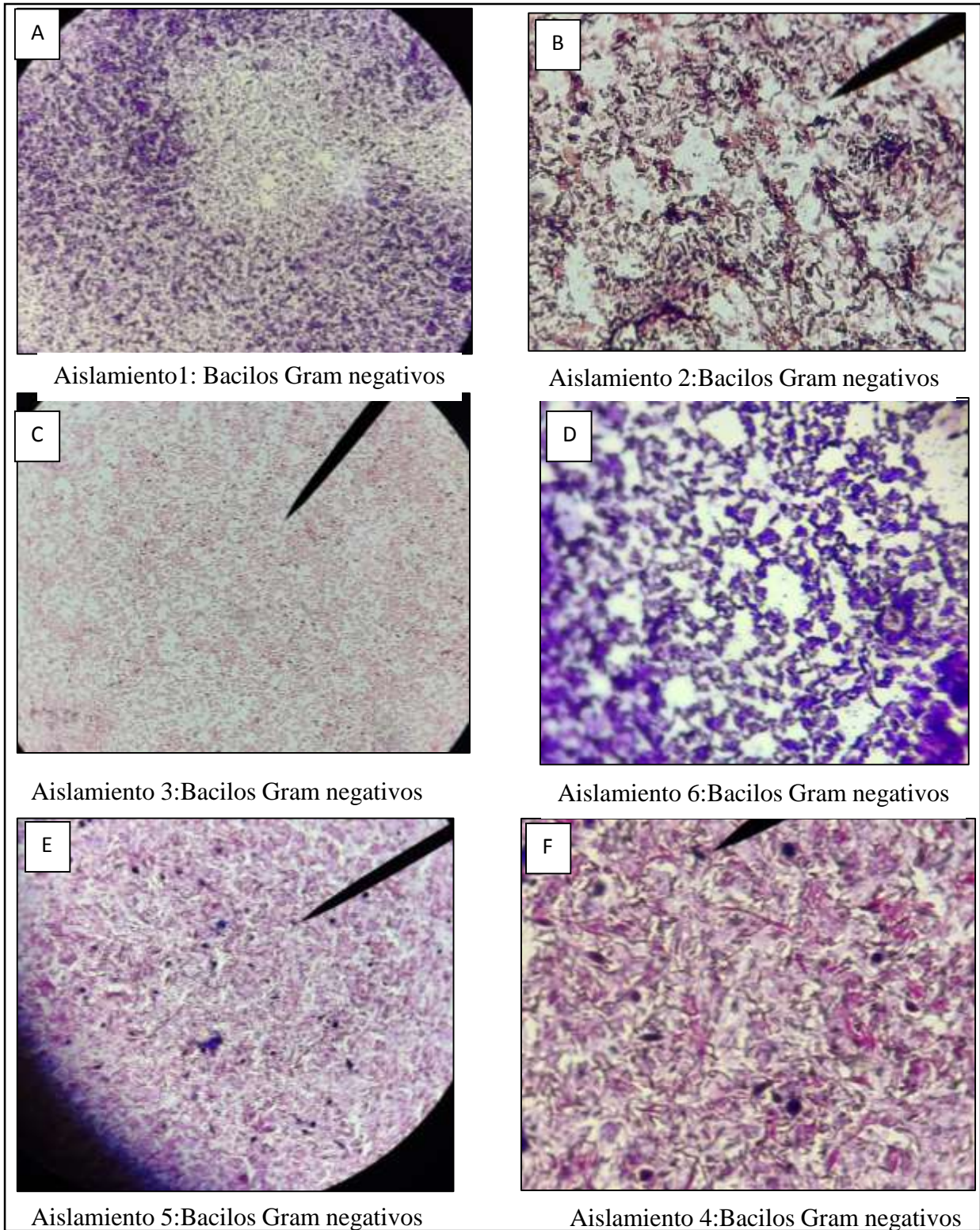
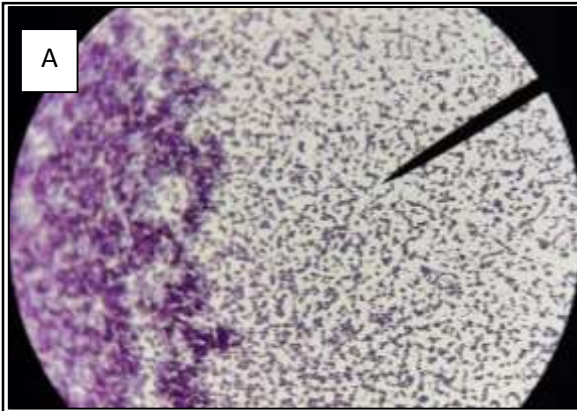
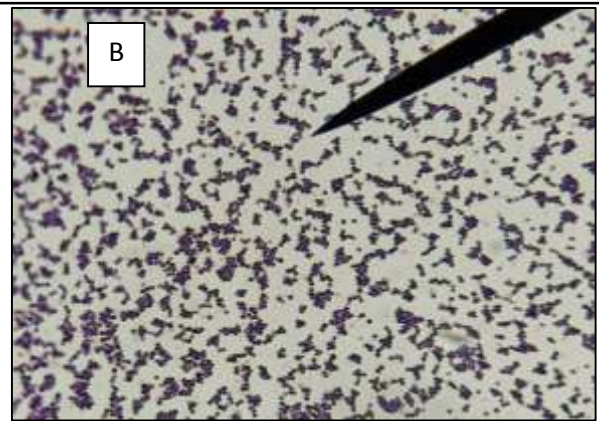


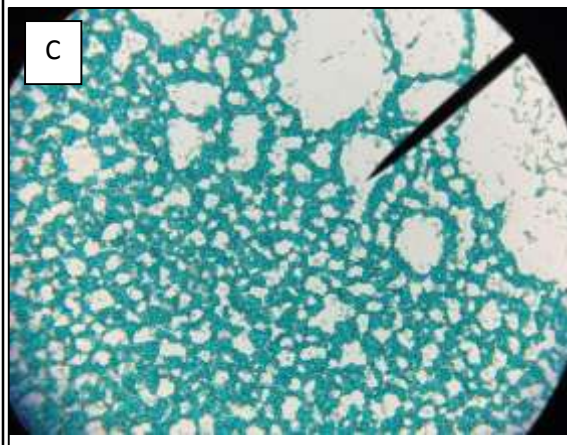
Figura 5. Determinación microscópica de los microorganismos



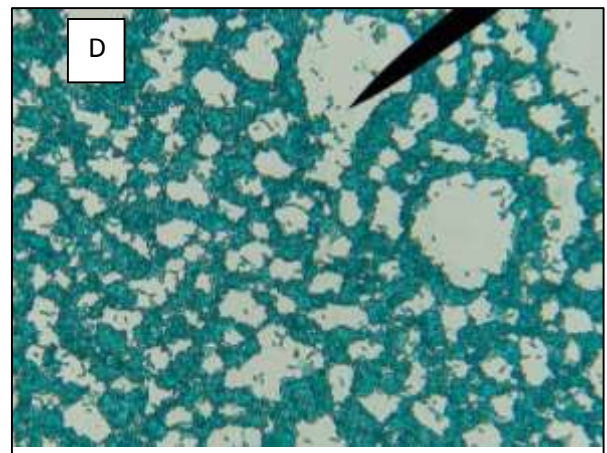
Aislamiento 7: Estafilococos Gram positivos



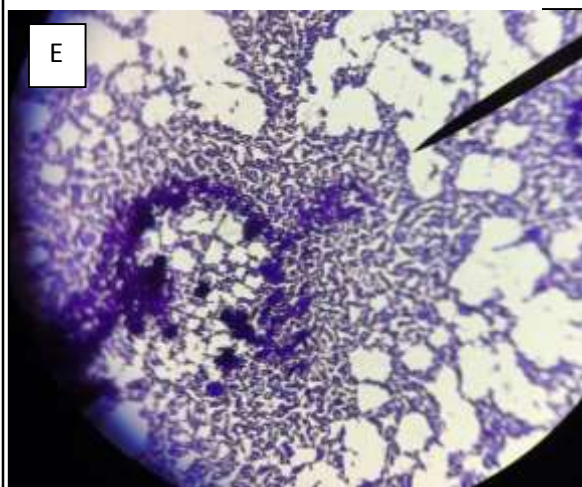
Aislamiento 8: Cocos Gram positivos



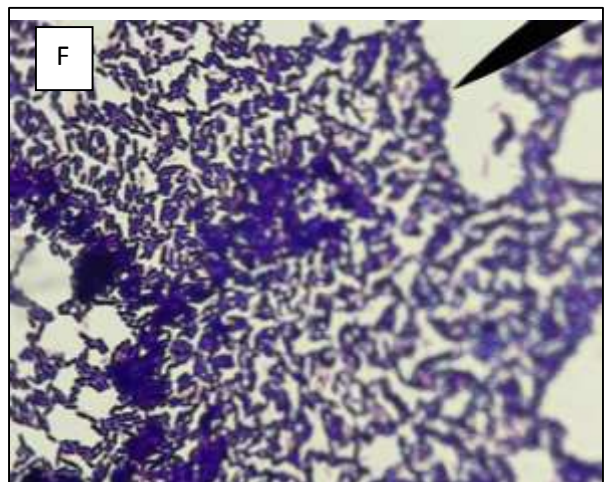
Aislamiento 9: Bacilos Gram negativos



Aislamiento 10: Bacilos Gram negativos



Aislamiento 11: Bacilos Gram negativos



Aislamiento 12 : Bacilos Gram negativos

Figura 6. Determinación microscópica de microorganismos

Tabla 12

Resultados de la caracterización macroscópica de los microorganismos.

Características	Mrs	Sabouraud		Bhi		Lb	
Tinción de Gram	Estafilococo Gram +	Bacilos Gram -		Bacilos Gram -		Bacilos levaduras Gram +	
Bordes	Márgenes enteros	Enteros		Ondulados		Lobulados	
Elevación	Convexa	Convexa		Umbonado		Umbonada	
Forma de colonias	Circular	Circular	Circular	Irregular	Irregular	Irregular	Irregular
Color	Blanco	Blanco	Blanco	Blanco	Rojo	Blanco	Rojo

Las observaciones sobre las características macroscópicas de las colonias de los aislamientos se presentan en la Tabla 12, las colonias de los aislamientos son circulares a irregular, el color de las colonias fue generalmente blanco pálido variando a un color rojizo en algunos casos, la forma varía de regular a irregular con márgenes enteros a umbonados, de los nueve aislamientos de aguas residuales procedentes del río Torococha cuatro fueron Gram negativos y estos fueron bastoncillos, los que mostraron mayor disposición para la biodegradación de aguas residuales fueron las bacterias Gram positivas específicamente las bacterias ácido lácticas.

Por otro lado Garcha, Verma, & Brar (2016), de un total de 30 aislamientos identificó las características macroscópicas las cuales fueron circulares a irregulares, el color de las colonias fue generalmente blanco pálido, la forma varió de regular a irregular con márgenes enteros a ondulados. Coincidiendo con las características presentadas en este estudio, los resultados muestran que las bacterias Gram positivas específicamente bacterias ácido lácticas tienen una mayor eficiencia en la degradación de materia orgánica, de igual manera en la investigación realizada por Srivastava & Chattopadhyay (2021) identificó a la bacteria (*Lactobacillus sp.*) quien fue el microorganismo productor de ácido dominante en el biorreactor que ayudó a mejorar la eficiencia de biodegradación de materia orgánica a su vez, Luvi (2014) utilizó *Aspergillus spp*, *Lactobacillus*, *Saccharomyces cerevisiae* y *Bacillus subtilis*; en donde mostraron 90000, 19637.5, 8.8 y 0 de NMP de coliformes termotolerantes/100 mL de agua para la dosis; Testigo, 1:1000, 1:5000 y 1:10000, respectivamente.

4.3. Evaluación de la biodegradación de materia orgánica de las aguas del río Torococha en función a los parámetros de pH, temperatura y concentración del inóculo.

4.3.1. Diseño experimental

En el presente estudio se evaluaron los parámetros para la biodegradación de materia orgánica de las aguas del río Torococha mediante el diseño factorial constituida de 3 variables, 2 niveles y 3 réplicas en el centro del diseño. Las variables en estudio fueron la temperatura de tratamiento (°C), el pH y la concentración de inóculo (mL); la variable respuesta fue el porcentaje de reducción de DBO₅ (%). Los resultados se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13

Resultados de la demanda bioquímica de oxígeno de cada una de las pruebas.

N°	Temperatura (°C)	pH	Concentración de inóculo (mL)	Reducción de DBO ₅ (%)
1	23	6	5	69.10
2	37	6	5	80.28
3	23	8	5	84.50
4	37	8	5	80.28
5	23	6	20	49.76
6	37	6	20	58.28
7	23	8	20	71.32
8	37	8	20	77.20
9	30	7	10	86.47
10	30	7	10	85.10
11	30	7	10	84.20

En la Tabla 13, se visualiza que el mínimo y máximo porcentaje de reducción de DBO₅ se obtuvieron en los experimentos N° 5 (49.76%) y experimento N° 9 (86.47%) respectivamente.

Chuquitarqui & Velásquez (2017) logró eficiencias de 77.23% y 80.20% utilizando un biorreactor anaerobio de flujo ascendente el cual no tuvo en consideración los parámetros de pH, temperatura y concentración de inóculo, por su parte Bejarano & Escobar (2022) a una temperatura promedio de 17.9 °C a 18.1°C y un pH de 6.85 a 7.42 obtuvo una eficiencia del 80% sin embargo el presente estudio tuvo una mayor

eficiencia (86.47%) debido a que los parámetros de pH, temperatura y concentración de inóculo fueron controlados con la ayuda de los sistemas estacionarios los cuales brindaron las condiciones que los microorganismos requerían.

a. Estimación de efectos

El gráfico de los efectos principales o variables como la temperatura (T), pH y concentración de inóculo (C) para la reducción de DBO₅ se muestra en la Figura 7.

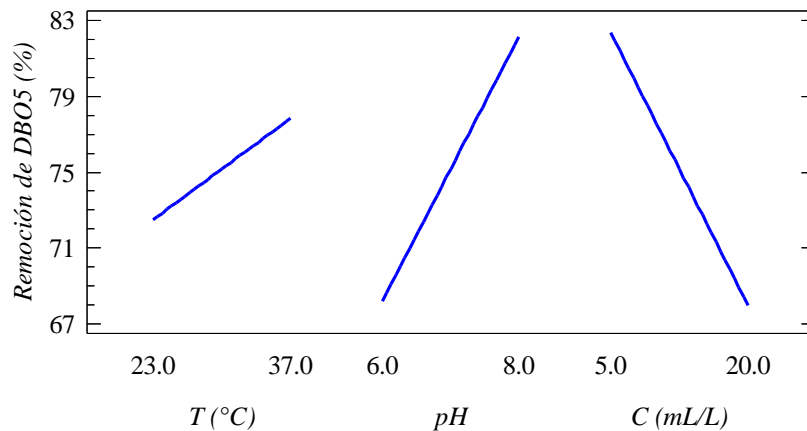


Figura 7. Figura de efectos principales para la reducción de DBO₅

En la Figura 7, se observa el comportamiento de las variables en estudio con respecto a la reducción de DBO₅, el efecto de la variable temperatura (T) es directamente proporcional a la reducción de DBO₅, esto quiere decir que al incrementar la temperatura de 23°C a 37 °C provoca un aumento en la reducción de DBO₅. Así mismo, la variable pH tiene una relación directamente proporcional a la reducción de DBO₅ al igual que la temperatura, el aumento de pH de 6.0 a 8.0 ocasiona un incremento en la reducción de DBO₅. Por otro lado, la concentración de inóculo (C), presenta una relación inversamente proporcional con la reducción de DBO₅, la disminución de la concentración de inóculo provoca un aumento en la reducción de DBO₅.

Bejarano & Escobar (2022) estimaron que la temperatura óptima para la actividad bacteriana es de 25 °C a 35 °C. Cuando la temperatura es menor de 15 °C la digestión metanogénica es muy lenta, y a temperaturas de 5 °C la bacteria autotrófica deja de operar por ende la temperatura es directamente proporcional a la reducción de DBO₅

debido a que la actividad microbiana se incrementa al incrementar la temperatura, otro factor importante que fue considerado por el autor fue el de pH el cual tuvo como resultado intervalos de pH entre 6.5 a 7.5 que al igual que el presente estudio infirió que el pH es directamente proporcional a la reducción de DBO₅. Por otro lado Pretel (2018), determinó que la concentración de inóculo es directamente proporcional a la reducción de DBO₅ pues es su estudio obtuvo una mayor eficiencia al inocular el consorcio nativo al 15% llegando a remover hasta un valor de DBO₅ (45.45 mg/L), sin embargo en el presente estudio los resultados estadísticos muestran una relación inversamente proporcional a la concentración de inóculo esto a efecto de que el presente estudio utilizó una concentración muy rica en microorganismos a diferencia del autor que solo utilizó microorganismos específicos para la reducción de DBO₅.

b. Estimación de interacciones

En la Figura 8, se representa la gráfica de las interacciones de las variables para la reducción de DBO₅.

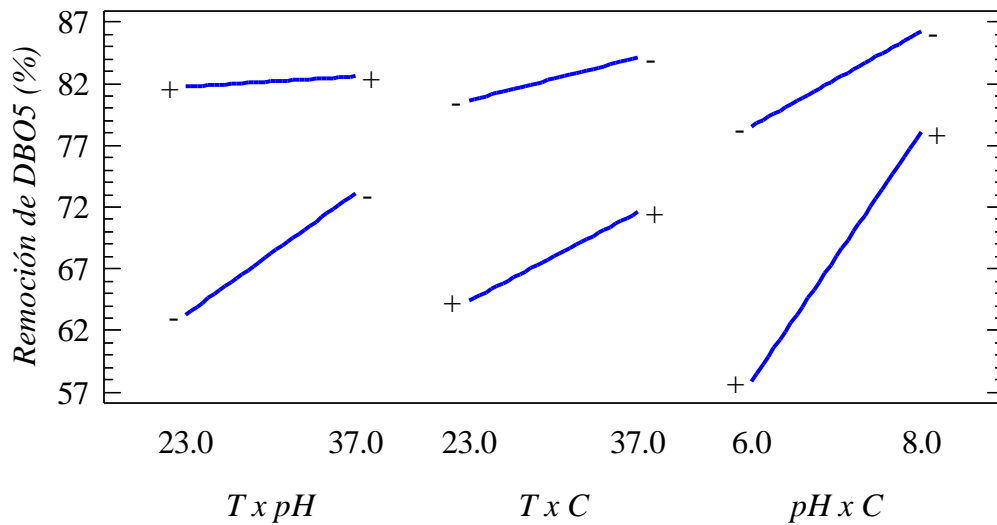


Figura 8. Figura de interacción para la reducción de DBO₅

La interacción entre variables implica que se ejerce una acción o relación recíproca de 2 o más variables. Es decir, estas variables suelen tener algo en común o están relacionadas. La Figura 8 muestra una interacción entre las variables temperatura y pH, esto nos indica que la temperatura presenta una afectación distinta al interactuar con un

pH distinto y viceversa, las rectas pueden llegar a interceptarse en algún punto indicando la interacción entre variables. Con respecto a la interacción temperatura y concentración de inóculo, se observa que presenta una leve interacción entre variables, sus rectas tienen similar pendiente por lo tanto su intersección es mínima. Las variables pH y concentración de inóculo presentan interacción, gráficamente se visualiza que las 2 rectas pueden llegar a interceptarse en algún punto, con la cual se confirma la interacción.

Sin embargo Luvi, (2014) reportó en sus resultados estadísticos para la variable temperatura por el efecto de diferentes dosis de microorganismos nativos como: *Aspergillus spp*, *Lactobacillus*, *Saccharomyces cerevisiae* y *Bacillus subtilis*; en donde mostraron (15.63, 16.70, 16.00 y 16.30) °C de temperatura para testigo, (1:1000, 1:5000 y 1:10000), (dosis de microorganismos/aguas residuales) respectivamente ($P \geq 0.05$) que existe diferencias significativas mínimas de igual manera ocurre con el pH los cuales no tuvieron interacción bajo diferentes dosis, resultados similares pero con mayor interacción son reportados en este estudio debido a que también se usan microorganismos nativos entre ellos las bacterias ácido lácticas o *Lactobacillus*, Srivastava & Chattopadhyay (2021), infiere que los efectos de la temperatura en las reacciones microbianas pueden deberse tanto a las limitaciones de transferencia de masa como a la cinética de la reacción el cual respalda los resultados del presente trabajo que revelan que la temperatura es un factor significativo para la reducción de DBO₅.

c. Modelo de regresión

En la Tabla 14 se muestran los coeficientes de regresión para la reducción de DBO₅ de las aguas del río.

Tabla 14
Coefficientes del modelo de regresión.

	Coefficiente	Estimado
Constante		-81.1789
Temperatura (<i>T</i>)		5.0733
<i>pH</i>		22.8165
Concentración de inóculo (<i>C</i>)		1.9618

Tabla 14 (Continuación)

	Coefficiente	Estimado
<i>T x pH</i>		-0.7019
<i>T x C</i>		-0.1949
<i>pH x C</i>		-0.4933
<i>T x pH x C</i>		0.0304

La ecuación del modelo de regresión para la reducción de DBO₅ en términos de sus variables naturales fue la siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Remoción de DBO}_5 (\%) = & -81.18 + 5.07 T + 22.82 pH + 1.96 C - 0.70 T x pH \\ & - 0.19 T x C - 0.49 pH x C + 0.03 T x pH x C \end{aligned} \quad (14)$$

En la Tabla 15, se muestran las reducciones de DBO₅ calculadas con el modelo de regresión determinado (Ecuación 14).

Tabla 15

Reducción de DBO₅ determinadas con el modelo de regresión.

Nº	Temperatura (°C)	pH	Concentración de inóculo (mL)	Reducción de DBO₅ (%)
1	23	6	5	69.70
2	37	6	5	81.18
3	30	8	5	85.14
4	37	8	5	81.22
5	23	6	20	51.55
6	37	6	20	60.93
7	23	8	20	72.99
8	37	8	20	79.57
9	30	7	10	72.79
10	30	7	10	72.79
11	30	7	10	72.79

Los niveles de las variables: temperatura (T), pH y concentración de inóculo (C) que maximizan la reducción de DBO_5 de las aguas del río Torococha se muestra en la Tabla 15.

Garcha et al. (2016), obtuvo resultados de reducción de materia orgánica de 89.8%, 87.3% 87% y 87.8% el cual se dio en el aislamiento numero 25, 5, 9 y 32 según infiere el autor la reducción de DBO_5 está asociada al consumo de materia orgánica por parte de los microorganismos sin embargo es necesario controlar los parámetros fisicoquímicos como el pH y la temperatura. Similares resultados se obtuvieron en el presente estudio con una eficiencia máxima del 85.14 % considerando a la temperatura y pH parámetros directamente proporcionales a la reducción de DBO_5 a diferencia de la concentración de inóculo que fue inversamente proporcional a la reducción de materia orgánica.

d. Análisis de varianza

En la Tabla 16, se muestra el análisis de varianza para la reducción de DBO_5 del río Torococha. En este análisis se evaluó la significancia de todos los efectos e interacciones del modelo de regresión obtenido para un nivel de probabilidad del 5%.

Tabla 16
Resultados del análisis de ANOVA.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F₀
Modelo	1008.65	7.00	144.09	110.22
Temperatura	57.06	1.00	57.06	43.65
pH (pH)	390.29	1.00	390.29	298.54
C: Concentración de inóculo	414.74	1.00	414.74	317.24
T- pH	40.69	1.00	40.69	31.12
T - C	6.92	1.00	6.92	5.29
pH - C	78.61	1.00	78.61	60.13
T - pH - C	20.35	1.00	20.35	15.56
Curvatura	422.53	1.00	422.53	323.20
Error puro	2.61	2.00	1.31	
Total	1433.80	10.00		

Para un nivel de confianza del 95%, grados de libertad del numerador (v1) 1 (efectos e interacciones) y grados de libertad del denominador (v2) 2 (error) el estadístico $F_{0.05,1,2}$ es igual a 18.51 según la tabla de puntos porcentuales de la distribución (Anexo 10).

Por consiguiente, comparando el estadístico $F_{0.05,1,2}$ con los resultados de F_0 de la Tabla 16 de análisis de varianza se observa que en relación a la variable temperatura, el estadístico F_0 calculado es mayor que el $F_{0.05,1,2}$ ($F_0 > F_{0.05,1,2}$); siendo esta significativa en la reducción de DBO_5 . El pH es una de las variables significativas debido a que el estadístico F_0 es mayor a $F_{0.05,1,2}$ ($F_0 > F_{0.05,1,2}$) para la reducción de DBO_5 . La concentración de inóculo es la variable de mayor significancia, al igual que en los casos anteriores el estadístico F_0 es mayor a $F_{0.05,1,2}$ ($F_0 > F_{0.05,1,2}$) para la reducción de DBO_5 . Las interacciones temperatura-pH y pH-concentración de inóculo fueron significativas ($F_0 < F_{0.05,1,3}$) en los experimentos realizados. Así mismo, las interacciones temperatura-concentración de inóculo y temperatura-pH-concentración de inóculo, resultaron no ser significativas ($F_0 < F_{0.05,1,3}$) en los ensayos. La curvatura tiene efecto en los experimentos ($F_0 > F_{0.05,1,3}$), es decir la superficie de respuesta tiende a curvarse.

Finalmente, el modelo de regresión (Ecuación 14) se reduce a la siguiente expresión omitiendo las interacciones que no presentaron significancia:

$$\begin{aligned} \text{Remoción de } DBO_5 (\%) = & -8.10 + 2.64 T + 11.43 pH - 3.89 C - 0.32 T x pH \\ & + 0.42 pH x C \end{aligned} \quad (15)$$

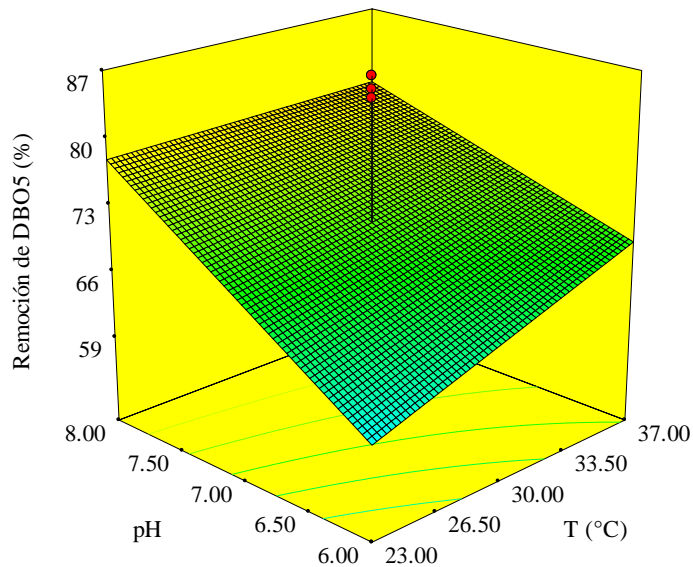
Esta ecuación representa el modelo de regresión de la reducción de DBO_5 de las aguas del río Torococha.

Atasoy et al. (2023) en sus resultados mencionan que las comunidades microbianas juegan un papel crucial en el rendimiento de un biorreactor es por ello que es imprescindible conocer la dinámica que existe entre los diferentes parámetros y la comunidad microbiana, de igual manera Luvi (2014) en su análisis estadístico para

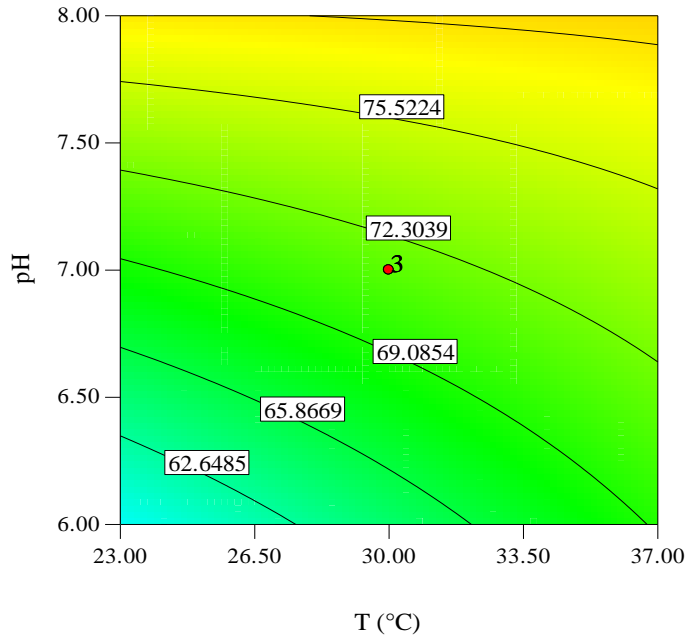
un nivel de confianza del 95% ($P \geq 0.05$) mostró que por el efecto del tratamiento con diferentes dosis de microorganismo nativo; 1:1000, 1:5000 y 1:10000 no existe diferencia significativa en la reducción de DBO_5 ; 658.75, 417.50 y 533.60 mg/L respectivamente ($P \geq 0.05$) de lo que se puede inferir que a medida que aumenta la dosis de microorganismos se observa que la DBO_5 tiende a incrementar respecto al testigo, sin embargo los parámetro de temperatura y pH mostraron un grado de significancia mínimo debido a que estos parámetros no fueron controlados en diferentes procesos experimentales.

e. Superficie de respuesta y figura de contorno

En las Figuras 9 a 11 se representan las superficies de respuesta y gráficos de contorno de la Ecuación (15).



a) Superficie de respuesta

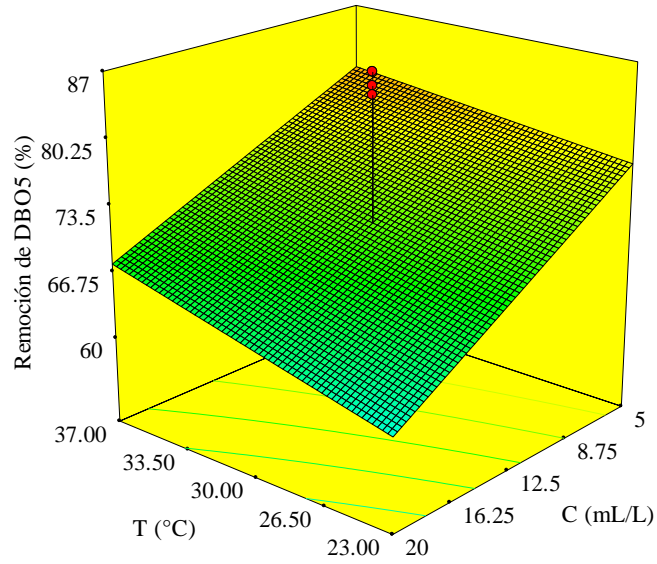


b) Figura de contorno

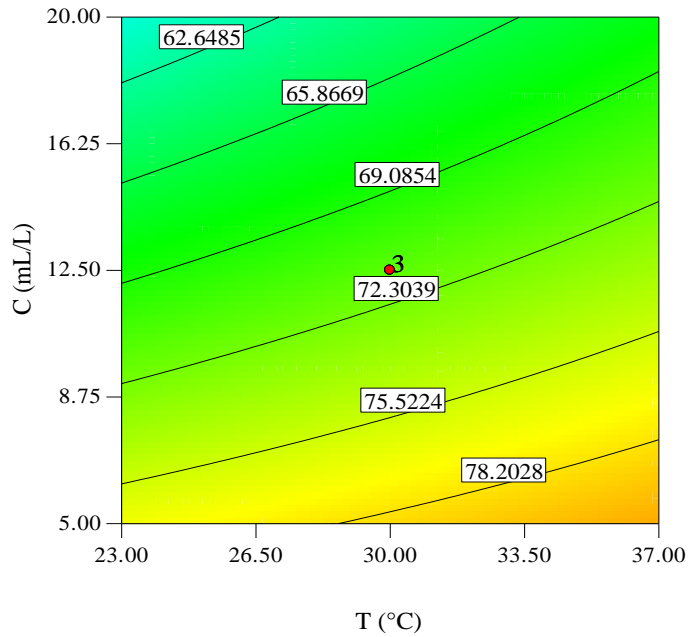
Figura 9. Efecto de la temperatura y pH para la reducción de DBO₅: C = 10 mL

En la Figura 9, se representa la superficie de respuesta y la figura de contorno para la reducción de DBO₅ manteniendo constante la concentración de inóculo (C) de 10 mL, donde se visualiza que se obtiene reducción de DBO₅ mayores a 75.52% empleando temperatura de 23 a 37 °C y pH 7.5 a 8.0.

Pretel (2018), reportó una eficiencia del 80% a una mayor concentración de inóculo microbiano (15%) la reducción de la materia orgánica es mayor en el cuerpo receptor, esto se debe a que el volumen del inóculo fue expresado en porcentaje a diferencia de la presente investigación otro factor importante a considerar es el uso de microorganismos específicos que utilizó el autor que a diferencia de la presente investigación utilizó un consorcio más poblado y con mayor cantidad de microorganismos, a su vez Pretel (2018) en su investigación concluye que a diferentes concentraciones de inóculo nativo presentan una gran disminución de materia orgánica conforme transcurre el tiempo debido al crecimiento de una población heterogénea de microorganismos.



a) Superficie de respuesta

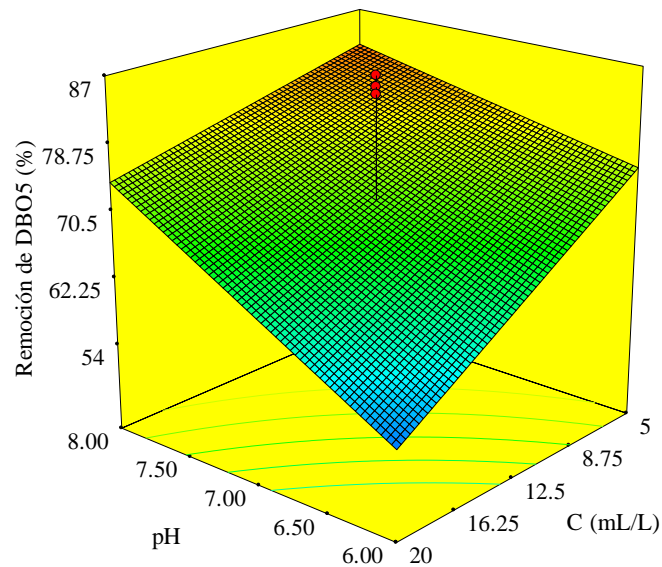


b) Figura de contorno

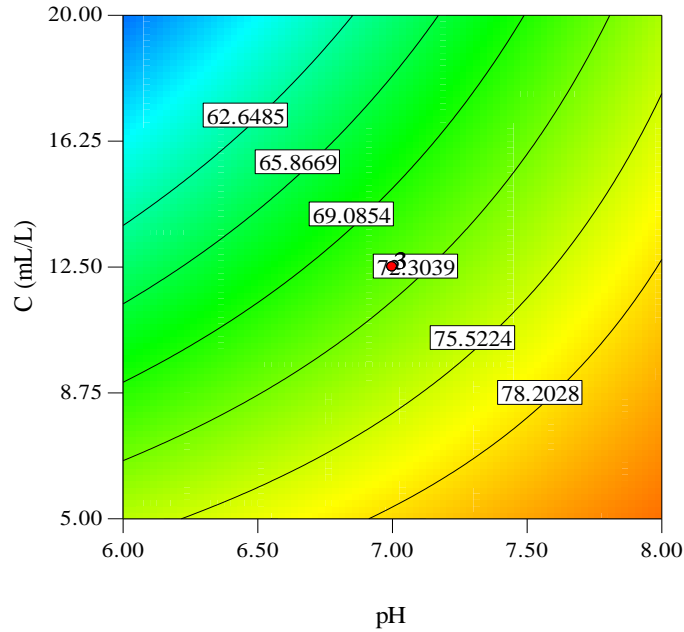
Figura 10. Efecto de la temperatura y concentración de inóculo: pH = 7.0.

En la Figura 10 se representa la superficie de respuesta y la figura de contorno para la reducción de DBO₅ manteniendo constante el pH a 7.0, se aprecia que se obtienen reducciones de DBO₅ mayores a 78.20% en el rango de temperatura de 28.5 a 37 °C y de concentración de inóculo de 5 a 6.5 mL.

Luvi (2014), mostró que los tratamientos tienden a subir hacia lo alcalino, llegando hasta un pH de 8.0 el tratamiento con la concentración de inóculo de 1:10000. Sin embargo, tras las dosificaciones en los diferentes periodos no mostró diferencia significativa entre los tratamientos y el testigo, tanto el testigo y los tratamientos subieron al aumentar el pH, aunque no fue significativo estadísticamente. La calidad del pH es el problema de vital importancia durante el tratamiento anaeróbico de efluentes debido a que este parámetro regula el hábitat natural en el que se desenvuelven los microorganismos (Srivastava & Chattopadhyay 2021).



a) Superficie de respuesta



b) Figura de contorno

Figura 11. Efecto del pH y concentración de inóculo: $T = 30\text{ }^{\circ}\text{C}$

En la Figura 11 se representa la superficie de respuesta y la figura de contorno para la reducción de DBO_5 manteniendo constante la temperatura igual a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$, bajo estas condiciones de operación se obtienen remociones de DBO_5 mayores a 78.20% empleando un pH en el intervalo de 6.9 a 8.0 y concentración de inóculo de 5 a 10 mL.

Srivastava & Chattopadhyay (2021) en base a sus resultados estadísticos obtuvo eficiencias de reducción mayores a 80% e infirió que los efectos de la temperatura en las reacciones microbianas pueden deberse tanto a las limitaciones de transferencia de masa como a la cinética de la reacción, de igual forma en este estudio se logra ver que existe una interacción entre las variables pH, temperatura y concentración de inóculo el cual está relacionado a la ecuación (15) siendo estos parámetros coeficientes de la ecuación de reducción de DBO_5 , de forma similar Centeno Calderón (2019) mostró que la utilización de microorganismos nativos en concentraciones bajas incrementa la biodegradación de la materia orgánica siendo este inversamente proporcional a la reducción de DBO_5 .

4.3.2. Biodegradación de materia orgánica en los puntos de tendencia centrales

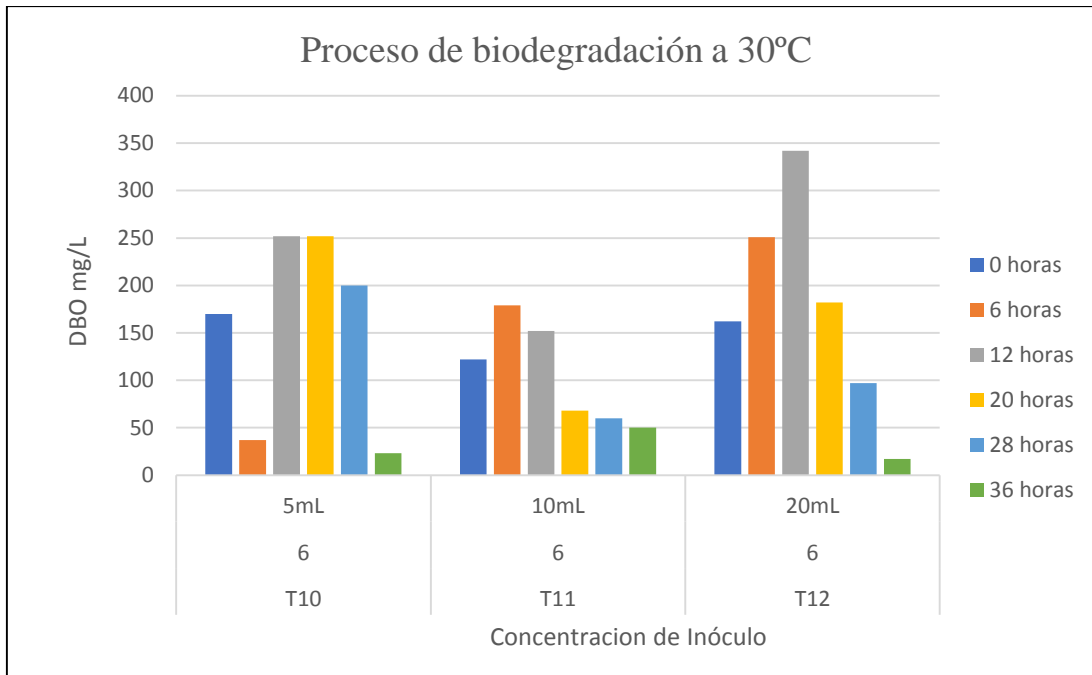


Figura 12. Proceso de biodegradación a una temperatura de 30 °C

Los resultados que se muestran en la Figura 12, evidencian que al incrementar la temperatura, se logra una eficiencia mayor respecto a una temperatura de 23 grados, los mejores resultados datan de la concentración de 10 mL mostrando que la temperatura es un parámetro significativo para el desarrollo de los microorganismos específicamente a condiciones de altura.

Yaya et al. (2016), mostró resultados muy bajos respecto a la reducción de DBO_5 , huevos y helmintos, operando a bajas temperaturas obtuvo resultados variando entre un 80% a 86% de eficiencia dando a entender que las temperaturas bajas imponen dificultades en cualquier tratamiento biológico y reduce las reacciones bioquímicas que se producen.



Figura 13. Sedimentación de partículas

Como se logra apreciar en la Figura 13, luego de realizar los tratamientos respectivos, las partículas coloidales debido a la reducción y a las condiciones propias del biorreactor lograron precipitar al fondo de la base.

Existe una sedimentación de los sólidos totales esto debido a la agitación continua por parte de los procesos experimentales, esto también se evidenció al realizar la medición de turbidez pues hubo una tendencia de baja respecto a la medición de 110 NTU a 51 NTU, La reducción de sólidos totales disueltos presentes en las aguas residuales, es uno de los parámetros para establecer la eficiencia de los sistemas de tratamiento (Ticona et al., 2021).

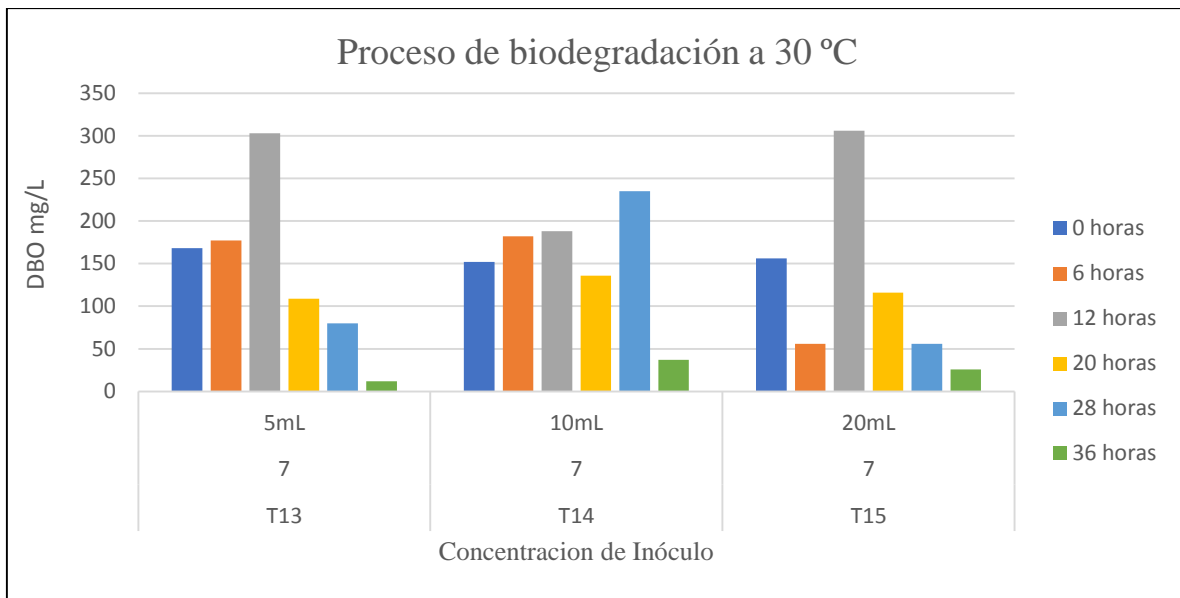


Figura 14. Proceso de biodegradación a una temperatura de 30 °C

La Figura 14, muestra que la temperatura fue determinante para lograr una mayor biodegradación por parte de los microorganismos además se evidenció que a menor concentración de inóculo 5 mL se logra una mayor eficiencia de reducción, dando a entender que la concentración de inóculo, presenta una relación inversamente proporcional con la reducción de DBO_5 y la temperatura presenta un relación directamente proporcional pues al incrementar la temperatura entre 30 y 37°C se obtiene gran incremento reducción de materia orgánica.

Luvi (2014), mostró los siguientes resultados de la concentración de DBO_5 440.30, 658.75, 417.50 y 533.60 mg/L teniendo en cuenta las dosis 1:1000, 1:5000 y 1:10000, respectivamente ($P \geq 0.05$); donde se observó que la DBO_5 tiende a incrementar a medida que se aumenta las dosis de microorganismos en los diferentes tratamientos esto se atribuye a que por consecuencia del evaporamiento disminuyó el volumen de agua.

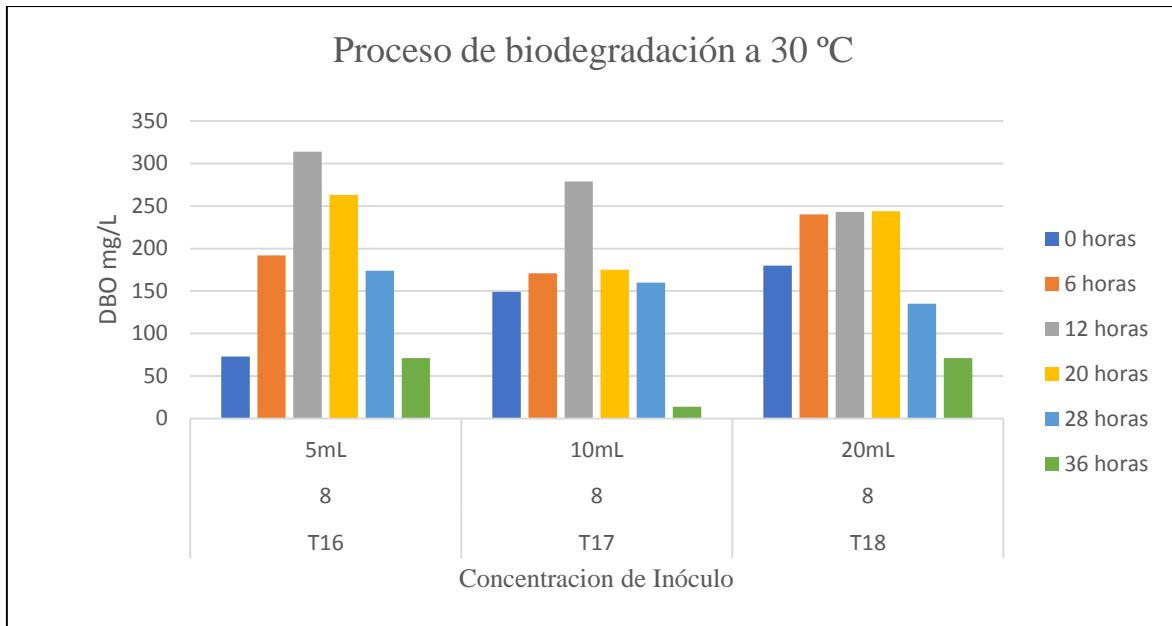


Figura 15. Proceso de biodegradación a una temperatura de 30 °C

En la Figura 15, se aprecia que durante la sexta y doceava hora se incrementa considerablemente la carga orgánica esto evidencia que las condiciones son adversas durante las primeras horas de los tratamientos sin embargo a las 36 horas los microorganismos logran adaptarse y se muestran mejores resultados.

Sin embargo Centeno Calderón (2019), utilizó una menor concentración de inóculo microbiano específicamente 1.8×10^9 UFC/mL logrando una eficiencia de reducción de DBO₅ del 86% infiriendo que la concentración de inóculo tiene una afectación inversamente proporcional a la reducción de materia orgánica, los resultados son contrastados con el presente estudio debido a que los resultados estadísticos muestra también una relación inversamente proporcional a la reducción de DBO₅.

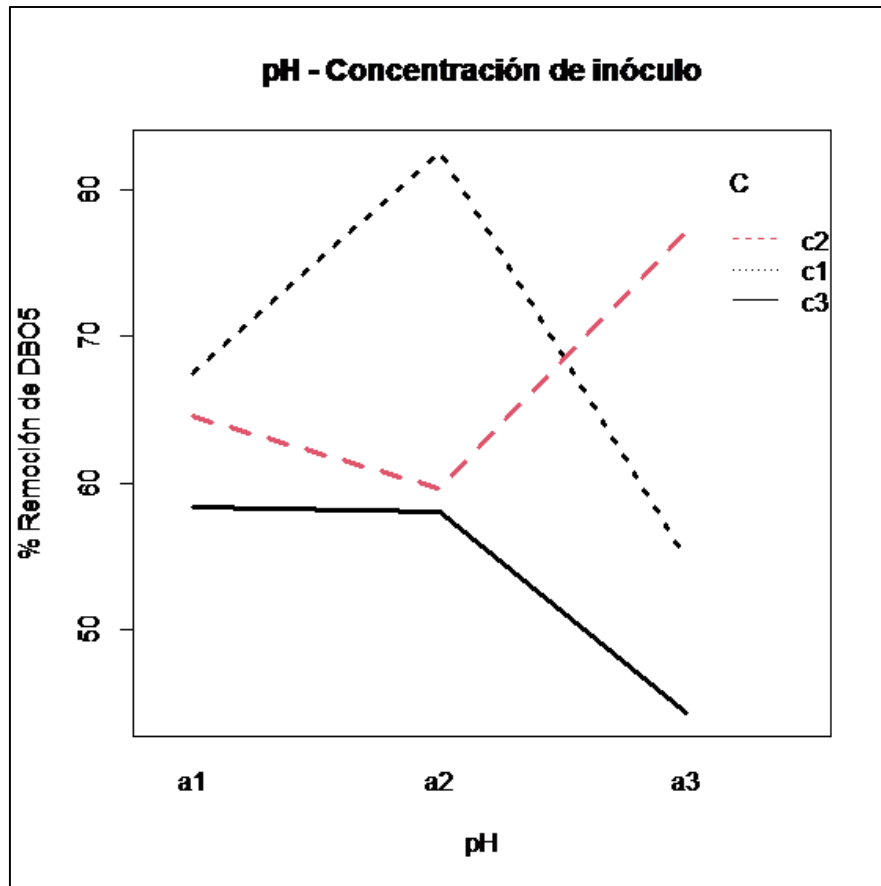


Figura 16. Curva de pH vs concentración de inóculo

La Figura 16, muestra una mejora de reducción a un pH de 7.0 y a una concentración de inóculo de 10 mL en contraste la menor dilución se obtuvo con una concentración de 20 mL de concentración de inóculo a un pH de 8.0 lo que evidencia que la concentración de inóculo, presenta una relación inversamente proporcional con la reducción de DBO₅, la disminución de la concentración de inóculo provoca un aumento en la reducción de DBO₅.

Chuquitarqui & Velásquez (2017), afirman que el valor de pH apropiado para diferentes procesos de tratamiento y para la existencia de vida biológica puede ser muy restrictivo y crítico, sin embargo, generalmente es de 6.5 a 8.5. La finalidad de estos límites es evitar una transformación indeseable en el cuerpo receptor del efluente tanto en el aspecto químico, con la probable formación de compuestos tóxicos o corrosivos y microbiológicos con apariencia de medio inapropiado para el crecimiento de la flora microbiana (Isasa 2000).

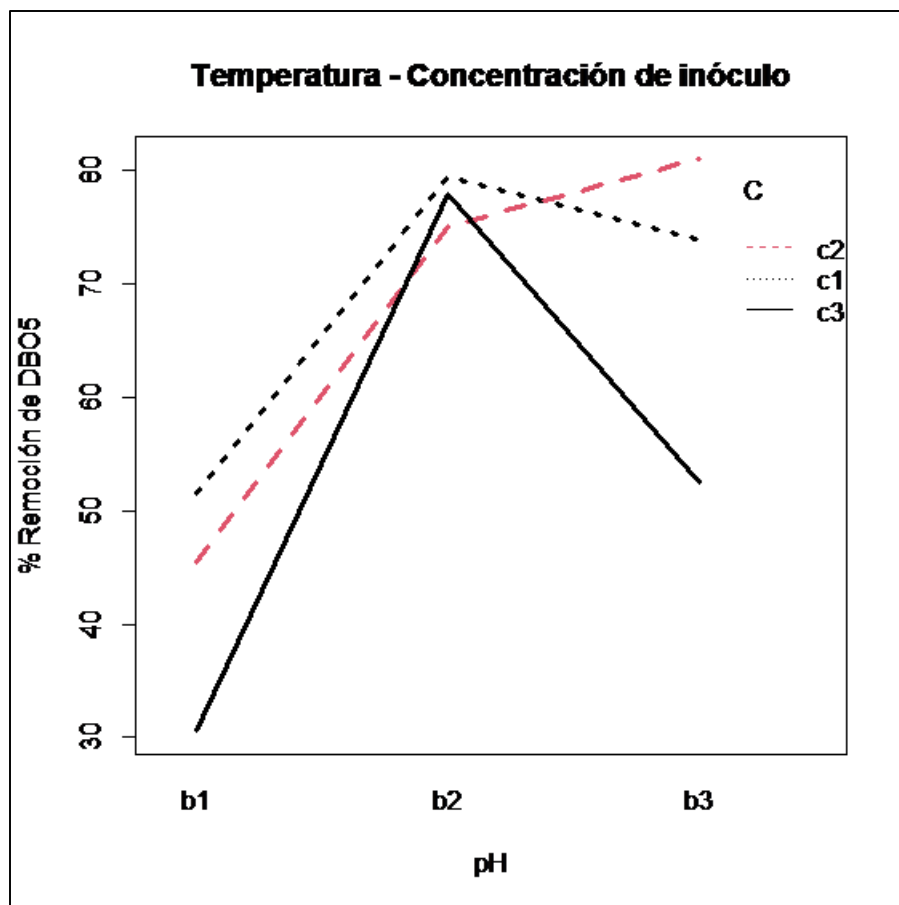


Figura 17. Curva de temperatura vs concentración de inóculo

La Figura 17, representa una mejor reducción y eficiencia del proceso de biodegradación a una concentración de inóculo de 5 mL y 10 mL en contraste la menor dilución que se obtuvo con una concentración de 30 mL y a un pH de 6.0 esto evidencia una interacción entre el pH y la concentración de inóculo.

Por otro lado Bejarano & Escobar (2022) obtuvo una eficiencia del 79.52% de reducción de DBO₅ realizando un proceso de biodegradación bajo los parámetros de pH 6.5 a 7.5 y temperatura en un rango de 25 a 35°C coincidiendo en la eficiencia de reducción del presente estudio. Otra consecuencia de la alta temperatura es el aumento de la velocidad de sedimentación de los materiales en suspensión, al disminuir la viscosidad de la masa líquida, lo que provocaría la acumulación de sedimentos en lugares donde esto no es deseable.

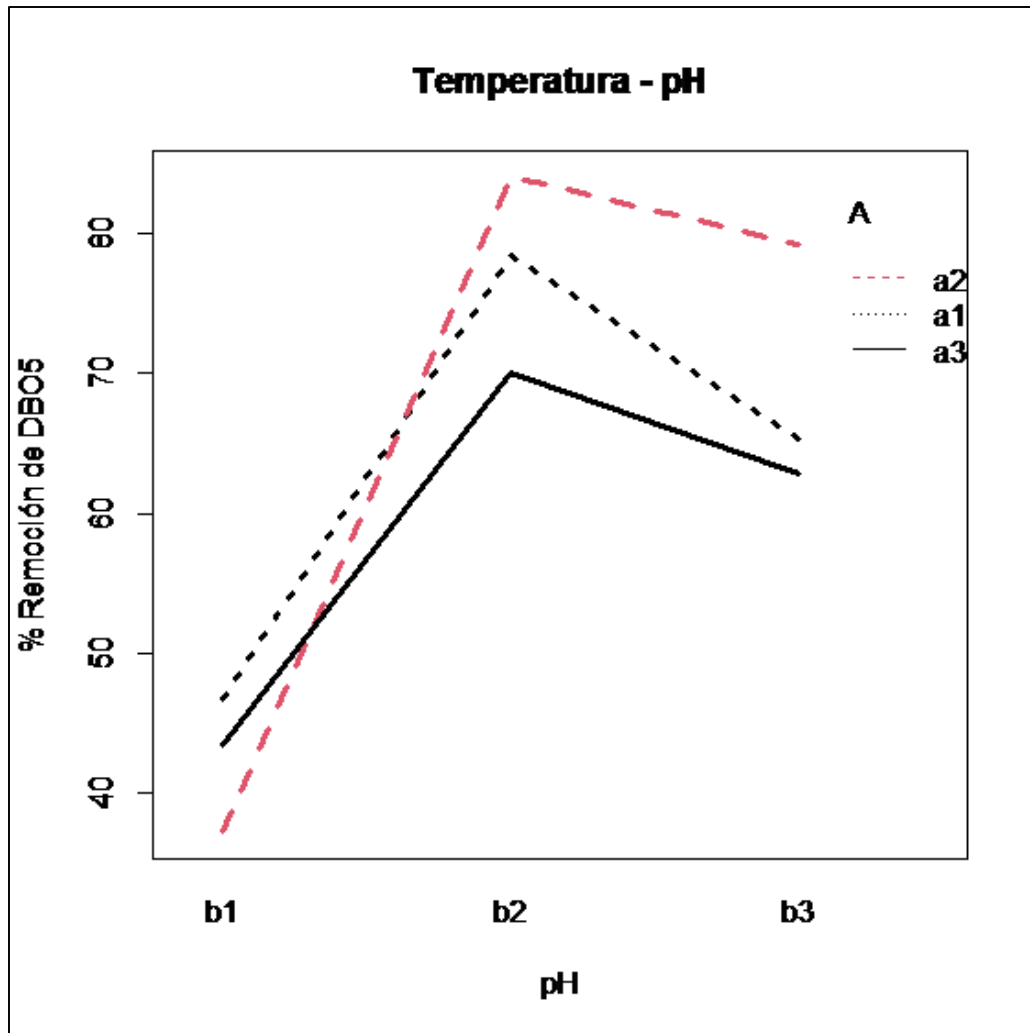


Figura 18. Curva de concentración de inóculo vs temperatura

La Figura 18, muestra una mejor reducción a una temperatura de 30° y a una concentración de inóculo de 10 mL en contraste a la menor dilución que se obtiene con una concentración de 5 mL a una temperatura de 23°C esto representa que manteniendo constante la temperatura a 30°C se obtienen remociones de DBO₅ mayores otro factor importante es el pH en el intervalo de 7.0 a 8.0 y concentración de inóculo de 5.0 a 10 mL.

El potencial de hidrógeno (pH) es un parámetro que afecta los procesos de tratamiento, debido a que durante el proceso de biodegradación existe una gran actividad biológica que ocurre de forma eficiente en los rangos de 6.0, 7.0 hasta 8.0 (Ticona et al., 2021).

f. Validación del modelo

Para la verificación del grado de ajuste de los datos experimentales al modelo de regresión (Ecuación 15) se utilizaron el coeficiente de determinación (R^2) y el coeficiente de determinación ajustado (R_{aj}^2). En la Tabla 17 se muestran los resultados obtenidos de los grados de libertad (GL), suma de cuadrados (SC) y cuadrado medio (CM) de la fuente de variación error y total calculados en el análisis de varianza.

Tabla 17

Ajuste del modelo de regresión para la reducción de DBO₅.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Estadístico	
				R^2	R_{aj}^2
Error	2.61	2.00	1.31	99.81	99.10
Total	1433.80	10.00	143.38		

En la Tabla 17 se observa que el coeficiente de determinación (R^2) es igual a 99.81 y el coeficiente de determinación ajustado (R_{aj}^2) es igual a 99.10. De esta cifra numérica se puede afirmar que el modelo de regresión se ajusta a los datos experimentales y predice la reducción de DBO₅ del río Torococha.

4.4. Diseño y Construcción de un biorreactor para evaluar la eficiencia de biodegradación de la materia orgánica de las aguas del río Torococha.

Tabla 18

Resultados del diseño del biorreactor.

Características	Valor	Unidad
Caudal que alimentará al biorreactor	0.00263	L/día
Biomasa en el reactor	0.000123611	Ks/SVV
Volumen del reactor	0.0181	m ³
Tiempo medio de retención hidráulica	6.2	días
Producción de lodo.	9.48693943	SSV/día
Producción de sólidos totales de desecho	13.55	kg/día
Caudal de lodos	0.367	L/día
Relación alimento microorganismo	0.0000081	d-1
Eficiencia de la DBO ₅ total	94.83	%

Tabla 19
Dimensiones del rediseño del biorreactor.

Característica	Valor	Unidad
Volumen	0.0181	m ³
Altura	37.22	cm
Diámetro	24.81	cm

La Tabla 19, muestra los resultados de la propuesta de diseño del biorreactor el cual tiene las siguientes dimensiones para un volumen de 18 litros un tanque de forma cilíndrica con una altura de 37.22 centímetros y un diámetro de 24.81 centímetros.

De acuerdo a Chuquitarqui & Velásquez (2017) obtuvieron como resultado un reactor con las siguientes dimensiones: diámetro interno de 14.5 cm, superficie interna de 165.13 cm² y un volumen total de 15.85 litros logrando una eficiencia del 80.30%. A la vez la propuesta realizada por Huilca et al. (2018) quien obtuvo valores superiores puesto que el volumen del reactor fue de 0.125 m³, el cual construyó un tanque homogeneizador de dimensiones 50 x 50 x 50 cm.

Tabla 20
Eficiencia del biorreactor.

Nº	Valores de ingreso			Valores de salida			Eficiencia
	OD Inicial	OD Final	DBO ₅	OD Inicial	OD Final	DBO ₅	
1	3.5	1.56	194	2.9	1.89	10.1	94.74%
2	6.01	2.93	308	5.57	3.98	15.9	94.83%

La Tabla 20, muestra los resultados de la eficiencia del biorreactor usado para el tratamiento anaeróbico de la muestra de agua residual, se logró una eficiencia del 94.83% evidenciando una gran capacidad de reducción de materia orgánica debido a la inoculación de microorganismos aislados del río Torococha y luego de brindarle las condiciones necesarias para lograr una mayor eficiencia previo a los resultados del proceso de biodegradación de materia orgánica.

Por otro lado Ampudia (2011), mostró en sus resultados donde utilizó un biorreactor semi continuo con agitación, pH y temperatura controlados, obteniendo resultados de eficiencia de reducción encima del 80% dando validez a los resultados expresados en el siguiente trabajo de investigación, Garcha et al. (2016) al evaluar la eficiencia de reducción de materia orgánica expresado en la DBO₅ encontró una eficiencia del 89.8% usando el segundo aislamiento.

Chuquitarqui & Velásquez, (2017), lograron una eficiencia del 80.20% en la reducción de DBO_5 . Según concluyó un factor determinante para lograr una mayor eficiencia tendría que considerar el efecto de la temperatura y su automatización.



Figura 19. Proceso de degradación de materia orgánica a través del biorreactor

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Según el análisis de los resultados los valores encontrados en la caracterización fisicoquímica en el barrio San Isidro sobrepasan los parámetros establecidos por los estándares de calidad ambiental categoría 3, principalmente en los valores de la DBO₅ (134 mg/L), DQO 457 mg/L, aceites y grasas (14.3 mg/L) conductividad (6921 μ S/cm) y turbiedad 150 NTU. Sin embargo, en el barrio San Julián se encontró que solo un parámetro sobrepasa los estándares de calidad ambiental el cual corresponde a los coliformes fecales encontrándose un total de 23 000000 NMP/100 mL.

De acuerdo a los resultados obtenidos existen microorganismos que pueden ser usados para el tratamiento de aguas residuales debido a su capacidad de adaptación y biorremediación de aguas en estado anaeróbico. Las bacterias Gram positivas con carácter morfológico de estafilococos y bacilos específicamente las bacterias ácido lácticas mostraron una mayor eficiencia.

En las pruebas de procesos de biodegradación de materia orgánica se encontró una diferencia significativa en la interacción de las variables pH, temperatura y concentración de inóculo, los parámetros que obtuvieron mejor eficiencia fueron pH 7.0, concentración de inóculo 5 mL y a una temperatura de 30 °C, dando a entender que los parámetros más determinantes fueron la temperatura y el pH siendo estos directamente proporcionales y la concentración de inóculo fue inversamente proporcionales a la reducción de materia orgánica.

Con los datos obtenidos del proceso de biodegradación de materia orgánica se procedió a construir un biorreactor a escala laboratorio y trabajando con los parámetros óptimos se logró una eficiencia del 94.83 % de reducción de materia orgánica.

5.2. Recomendaciones

Se recomienda realizar experimentos con un consorcio que incluya microalgas y bacterias para mejorar la eficiencia de reducción de materia orgánica.

Se recomienda realizar una caracterización que incluya mayor cantidad de parámetros, también realizar un diagnóstico de aguas subterráneas que estén dentro del área de influencia de río para poder determinar el estado de agua subterránea que consumen los pobladores que viven aledaños al río Torococha.

Se recomienda realizar mayor investigación sobre los procesos de biodegradación aeróbica para tener mayor conocimiento de la dinámica de los microorganismos, la estructura de la comunidad microbiana y la relación que tienen con las condiciones ambientales cambiantes de nuestra región para el desarrollo y la optimización de los sistemas biológicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acharya, B. K., Pathak, H., Mohana, S., Shouche, Y., Singh, V., & Madamwar, D. (2011). Kinetic modelling and microbial community assessment of anaerobic biphasic fixed film bioreactor treating distillery spent wash. *Water Research*, 45(14), 4248–4259. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.048>
- Aguilar, A. E. (2017). Calidad bacteriológica del río Torococha y su influencia en las aguas de pozo de los barrios san Isidro y san Jacinto de la ciudad de Juliaca. Universidad Nacional del Altiplano. Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/10933/Aguilar_Apaza_Edson_Alonso.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ampudia, J. M. (2011). Investigación de las condiciones óptimas y de la cinética del proceso de biodigestión anaerobia de desechos orgánicos agroindustriales y estiércol vacuno. Colegio de Ciencias e Ingeniería, El Politécnico, 92.
- APHA-AWWA-WEF. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 23). Retrieved from <http://journal.um-surabaya.ac.id/index.php/JKM/article/view/2203>
- Aquino, P. (2017). Calidad del agua en el Perú. Perú.
- Arifin, M. H., Kayode, J. S., Ismail, K. I., Abdullah, M., Embrandiri, A., Nazer, S. M., & Azmi, A. (2020). Data for the industrial and municipal environmental wastes hazard contaminants assessment with integration of RES2D techniques and Oasis Montaj software. *Data in Brief*, 33, 106595. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.106595>
- Atasoy, M., Scott, W. T., van Gijn, K., Koehorst, J. J., Smidt, H., & Langenhoff, A. A. M. (2023). Microbial dynamics and bioreactor performance are interlinked with organic matter removal from wastewater treatment plant effluent. *Bioresource Technology*, 372(December 2022), 128659. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128659>
- Ayala, J. & Pardo, R. (1995). *Optimización por diseños experimentales*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Editorial A&B S.A. Lima, Perú.
- Bejarano, M. E., & Escobar, M. (2022). Eficiencia del uso de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en una planta de tratamiento de agua residual. *Ingeniería Ambiental y Sanitaria*. Retrieved from https://ciencia.lasalle.edu.co/ing_ambiental_sanitaria/299%0AThis

- Bhandari, V. M., & Ranade, V. V. (2014a). Advanced physico-chemical methods of treatment for industrial wastewaters. *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-099968-5.00002-7>
- Bhandari, V. M., & Ranade, V. V. (2014b). Advanced Physico-chemical Methods of Treatment for Industrial Wastewaters. *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-099968-5.00002-7>
- Carpio, T. (2017). Sólidos Totales secados a 103 - 105 °C. IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2–8. Retrieved from <http://www.cambioclimatico.gov.co/documents/14691/38155/Sólidos+Totales+secados+a+103+--+105°C..pdf/d4faab4a-34e4-4159-bf4c-50353b101935>
- Centeno Calderón, L. G. (2019). Efecto de un consorcio microbiano en la eficacia del tratamiento de aguas residuales, Trujillo, Perú. *Arnaldoa*, 26(1), 433–446. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26123>
- Centeno, L. G., Quintana, A., & López, F. L. (2019). Efecto de un consorcio microbiano en la eficacia del tratamiento de aguas residuales, Trujillo, Perú. *Arnaldoa*, 26(1), 433–446. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26123>
- Chun, K., Kee, M., Moon, Y., & Subhramaniyun, P. (2023). Journal of Water Process Engineering Treatment of rubber industry wastewater review : Recent advances and future prospects. *Journal of Water Process Engineering*, 52(November 2022), 103559. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103559>
- Chuquitarqui, Y., & Velásquez, M. (2017). Diseño y construcción de un reactor anaerobio de flujo ascendente (R.A.F.A) para el tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de Puno. *Repositorio Institucional UNA-PUNO*, 1, 1–120.
- Conagua. (2017a). Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: zonas rurales, periurbanas y desarrollos ecoturísticos. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Retrieved from <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro31.pdf>
- Dalvi, V., Naaz, F., Nigam, H., Jain, R., Samuchiwal, S., Kalia, S., ... Gola, D. (2021). Removal of pollutants from wastewater via biological methods and shifts in microbial community profile during treatment process. *Wastewater Treatment Reactors: Microbial Community Structure*. BV. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823991-9.00022-8>

- Duarte, R. M., & Val, A. L. (2020). Water Conservation and Wastewater Treatment in BRICS Nation. Technologies, Challenges, Strategies and Policies. Water Conservation and Wastewater Treatment in BRICS Nations. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818339-7/00001-1>
- FILAC. (2022). Agua para la salud, 1–14.
- Fontalvo, F., & Tamaris, C. (2018). Calidad del agua de la parte baja del río Córdoba (Magdalena, Colombia), usando el ICA-NSF. *Intropica*, 13(2), 101. <https://doi.org/10.21676/23897864.2510>
- Garcha, S., Verma, N., & Brar, S. K. (2016a). Isolation, characterization and identification of microorganisms from unorganized dairy sector wastewater and sludge samples and evaluation of their biodegradability. *Water Resources and Industry*, 16(September), 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.10.002>
- Garcha, S., Verma, N., & Brar, S. K. (2016b). Isolation, characterization and identification of microorganisms from unorganized dairy sector wastewater and sludge samples and evaluation of their biodegradability. *Water Resources and Industry*, 16(September), 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.10.002>
- Guatibonza, B. R., & Torrijos, D. M. (2018). Aislamiento, evaluación y selección de microorganismos con capacidad de detoxificación de cromo a partir de muestras de agua contaminadas con metales pesados.
- Gutierrez, & Cabana. (2018). Evaluación de la calidad de agua del río Coata en la desembocadura del río Torococha utilizando el índice de calidad de agua del consejo canadiense CCME-WQI y el ICA-PE, Puno-2018. Universidad Peruana Unión. Retrieved from http://repositorio.upeu.edu.pe:8080/bitstream/handle/UPEU/1771/Verónica_Tesis_Licenciatura_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Hasan, H., Muhammad, M. H., & Ismail, N. I. (2020). A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. *Journal of Water Process Engineering*, 33(October 2019), 101035. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>
- Hernandez, A. M., Bojaca, R. del P., & Duque, M. E. (2007). Determinación de grasas y aceites en aguas por el método soxhlet. *Ideam*, 1–8.

- Huilca, F. G., Vallejo, M. C., & Yépez, W. S. (2018). Prototipo para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria quesera en el cantón Guano, provincia de Chimborazo. *Novasinergia Revista Digital De Ciencia, Ingeniería Y Tecnología*, 1(2), 20–29. <https://doi.org/10.37135/unach.ns.001.02.02>
- Jouanneau, S., Recoules, L., Durand, M. J., Boukabache, A., Picot, V., Primault, Y., ... Thouand, G. (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water Research*, 49(1), 62–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.066>
- Lal, R., Srivastava, A., & Bhattacharya, S. (2021). Microbial communities within biological wastewater treatment reactors. *Wastewater Treatment Reactors: Microbial Community Structure*, 141–158. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823991-9.00006-X>
- Luvi, U. (2014). Evaluación de los índices microbiológicos y fisicoquímicos en aguas residuales de la ciudad de Puno – tratadas con microorganismos nativos. Retrieved from <https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/3218169>
- Madakka, M., Jayaraju, N., Rajesh, N., & Subhosh Chandra, M. R. G. (2018). Development in the treatment of municipal and industrial wastewater by microorganism. *Recent Developments in Applied Microbiology and Biochemistry*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816328-3.00020-9>
- Mejía, L., & Zelada, M. E. (2019). Análisis microbiológico del agua para consumo humano de la población del centro poblado Pachapiriana, distrito de Chontalí, provincia de Jaén– 2019, 59. Retrieved from http://m.repositorio.unj.edu.pe/bitstream/handle/UNJ/181/Mejia_TLM_Zelada_HME.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- MINAM. (2010). Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. *El Peruano*, 11. Retrieved from <https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-003-2010-minam/>
- Mohan, S., Chigadannavar, P. S., Quadri, Z., Dey, P., Gola, D., Chauhan, N., & Bharti, R. K. (2021). Microbial community diversity in a wastewater treatment plant. *Wastewater Treatment Reactors: Microbial Community Structure*. BV. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823991-9.00013-7>
- Morales M., J. C., Vargas-Martínez, M. G., & Medina-Camps, J. (2021). Chemical oxygen demand with APHA/AWWA/WEF 5220 D procedure for high concentration adapted to

- micro-volume. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(1). <https://doi.org/10.24850/J-TYCA-2021-01-04>
- Navarro, M. (2007). Determinación de Coliformes totales y E. Coli de aguas mediante la técnica de sustrato definido, por el método de número más probable. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, 2, 23.
- Ocola, J., & Laqui, W. (2017). Fuentes contaminantes en la cuenca del lago Titicaca (Vol. 2). Retrieved from <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/ANA/636>
- Pacori, E. william, & Pacori, K. A. (2019). Metodología y diseño de la investigación científica. (Ffecaat, Ed.). Lima.
- Pariante, M. I., Segura, Y., Molina, R., & Martínez, F. (2019). Wastewater treatment as a process and a resource. In *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels* (pp. 19–45). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816204-0.00002-3>
- Pariante, M. I., Segura, Y., Molina, R., & Martínez, F. (2020). Wastewater treatment as a process and a resource. In *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels* (pp. 19–45). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816204-0.00002-3>
- Pires, J. F., Viana, D. C., Braga JR, R. A., Schwan, R. F., & Silva, C. F. (2021). Protocol to select efficient microorganisms to treat coffee wastewater. *Journal of Environmental Management*, 278(P2), 111541. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111541>
- Pretel, C. A. (2018a). Efecto del inóculo de un consorcio microbiano nativo en la degradación de materia orgánica de las aguas del río Moche – distrito Laredo, provincia de Trujillo 2018. Universidad Nacional de Trujillo.
- Pretel, C. A. (2018b). Efecto del inóculo de un consorcio microbiano nativo en la degradación de materia orgánica de las aguas del Río Moche – Distrito Laredo, Provincia de Trujillo 2018. Universidad Nacional de Trujillo. Retrieved from <https://dspace.unitru.edu.pe/handle/UNITRU/12004>
- Rajasulochana, P., & Preethy, V. (2016). Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. *Resource-Efficient Technologies*, 2(4), 175–184. <https://doi.org/10.1016/j.refit.2016.09.004>
- Rani, N., Sangwan, P., Joshi, M., Sagar, A., & Bala, K. (2019). Microbes: A key player in industrial wastewater treatment. *Microbial Wastewater Treatment*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816809-7.00005-1>

- Robles, H. (2005). Capacidad degradativa de dos consorcios microbianos del desecho pesquero sanguaza contaminante del puerto Malabrigo, Perú.
- Ryu, H. D., Park, J. H., & Kim, Y. S. (2022). Novel techniques to determine dilution ratios of raw wastewater and wastewater treatment plant effluent in the 5-day biochemical oxygen demand test. *Chemosphere*, 286(P3), 131923. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131923>
- Severiche, C., Castillo, M., & Acevedo, R. (2013). Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas, 69–72. <https://doi.org/Biblioteca Virtual EUMED.NET>
- Srivastava, N., & Chattopadhyay, J. (2021). Bacterial community structure, composition and their role in biological wastewater treatment reactors plants. *Wastewater Treatment Reactors: Microbial Community Structure*. BV. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823991-9.00020-4>
- States, U. (2019). *Wastewater Treatment*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816809-7.00002-6>
- Tekile, A., Kim, I., & Kim, J. (2015). Mini-review on river eutrophication and bottom improvement techniques, with special emphasis on the Nakdong River. *Journal of Environmental Sciences*, 30, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.014>
- Ticona, L., Ferró, P. F., Apaza, C. M., Parillo, E. G., Yapuchura, C. R., & Rodríguez, I. R. (2021). Evaluation of environmental parameters in the Espinar Puno stabilization lagoon. *Heliyon*, 7(5), 5. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06959>
- Trejo, S. (2023). Microalgas y bacterias contra agua maloliente. Secretaría de educación, ciencia, tecnología e innovación. Retrieved from <https://www.sectei.cdmx.gob.mx>
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of The Total Environment*, 651, 2985–3001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.320>
- Yana, E. A. (2014a). Contaminación por materia orgánica en el Río Torococha de la ciudad de Juliaca. Universidad nacional del altiplano. Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/2402/Yana_Neira_Evelin_Amparo.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Yana, E. A. (2014b). Contaminación por materia orgánica en el Río Torococha de la ciudad de

Juliaca, 84. Retrieved from
http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/2402/Yana_Neira_Evelin_Amparo.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Yaya-Beas, R. E., Cadillo-La-Torre, E. A., Kujawa-Roeleveld, K., van Lier, J. B., & Zeeman, G. (2016). Presence of helminth eggs in domestic wastewater and its removal at low temperature UASB reactors in Peruvian highlands. *Water Research*, 90, 286–293. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.023>

Zabaleta, E. (2016). Evaluación del porcentaje de reducción de materia orgánica en función a las características fisicoquímicas del río grande – distrito Celendín. Universidad Nacional de Cajamarca.

Zeschmar-lahl, B. (2020). Waste as a resource : “ Waste is raw material in the wrong place .” *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Energy*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816204-0.00001-1>

ANEXOS

Anexo 1
TOMA DE MUESTRA



Figura 20. Toma de muestra de los dos puntos respectivos A: Segundo punto de muestreo B: Kit de muestreo C: Primer punto de muestreo.

Anexo 2

ANÁLISIS DE MUESTRA

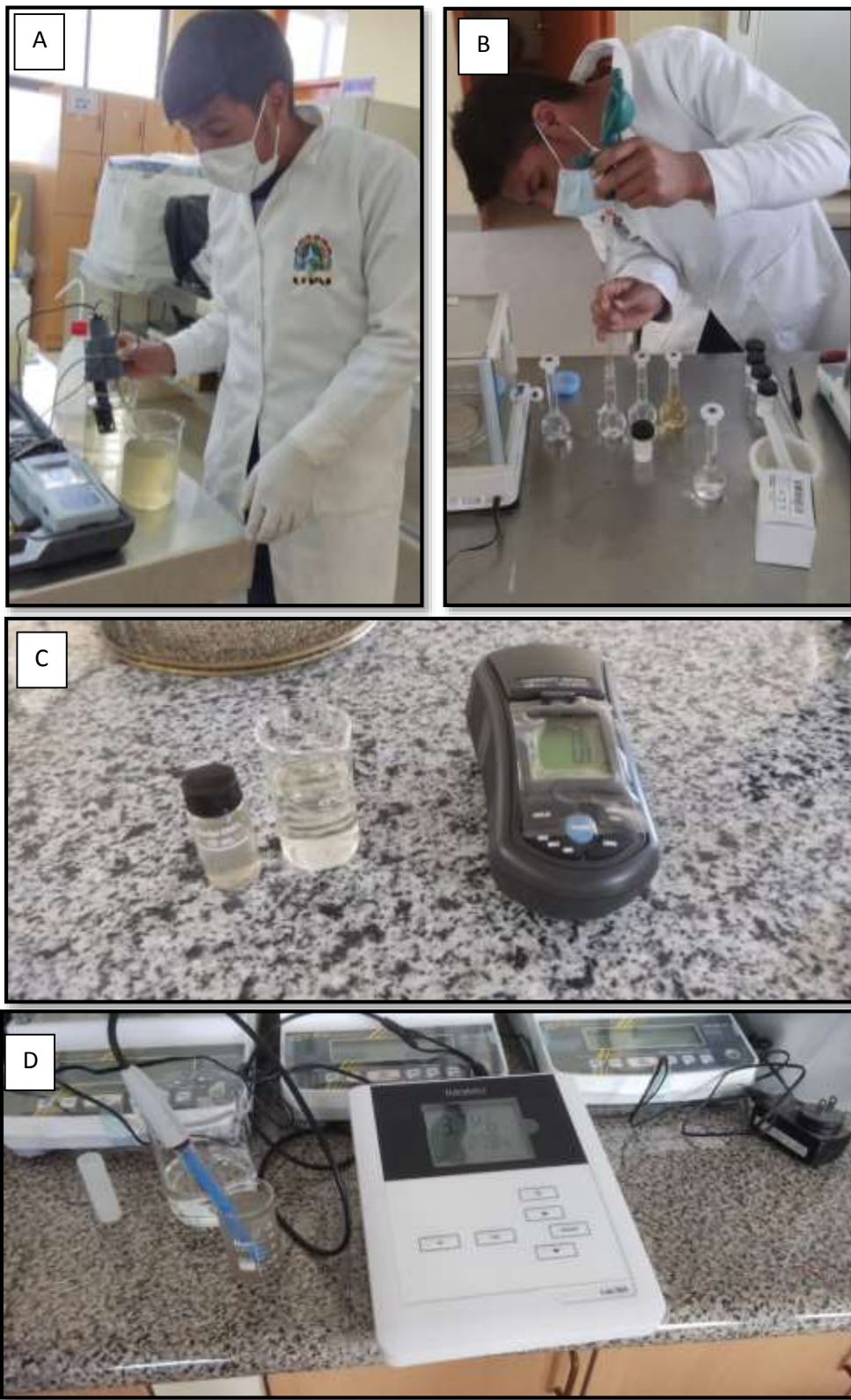


Figura 21. Análisis de muestras en el laboratorio de la Universidad Nacional de Juliaca A: análisis físico-químico B: Preparación de reactivos C: medición de turbiedad D: análisis químico

Anexo 3

AISLAMIENTO DE

MICROORGANISMOS



Figura 22. Proceso de aislamiento e inoculación de microorganismos nativos. A: preparación de agares B: Siembra de agares C: placas con sus respectivos agares

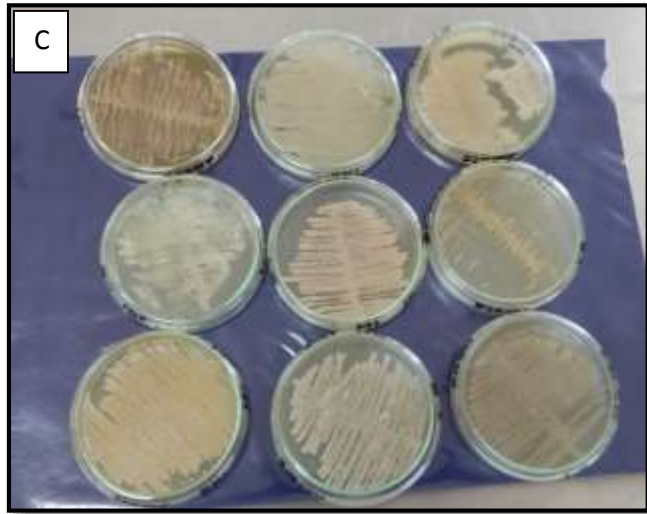


Figura 23. Determinación macroscópica de los microorganismos A: tinción de Gram B: purificación de muestras C: muestras de microorganismos purificados

Anexo 4

**DETERMINACIÓN DE LOS PROCESOS
DE BIODEGRADACIÓN DE MATERIA
ORGÁNICA**



Figura 24. Proceso de biodegradación de materia orgánica A:prototipo de procesos experimentales B: frascos de vidrio de 2L C: inoculación de microorganismos.



Figura 25. Determinación de la DBO₅ A: Sedimentación de la muestra B: Preparación de inóculo microbiano C: Lectura de muestras D: Medición del oxígeno disuelto final.



Figura 26. Análisis de DBO₅ de los procesos de biodegradación de materia orgánica A: Medición de oxígeno disuelto final B: frascos Winkler C: extracción de muestras luego de la inoculación.

Anexo 5

**CÁLCULOS DEL ANÁLISIS DE
LABORATORIO**

1. Demanda bioquímica de oxígeno DBO₅:

Para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno se utilizó la fórmula (1) los datos fueron obtenidos de los procesos de laboratorio.

$$DBO_5 \text{ mg/L} = \frac{((D_1 - D_2))}{P} \quad (1)$$

Donde:

D_1 = OD muestra diluida inmediatamente después de la dilución, mg/L

D_2 = OD muestra después de los 5 días de incubación a 20 °C, mg/L

P = Fracción volumétrica decimal de la muestra; 1/P = dilución utilizada.

1.1. Valores de ingreso

a. Reemplazamos los valores obtenidos para una dilución de 1/100:

$$\frac{DBO_5 \text{ mg}}{L} = \frac{((3.5 \text{ mg/L} - 1.56 \text{ mg/L}))}{0.01} = 194 \text{ mg/L}$$

$$\frac{DBO_5 \text{ mg}}{L} = \frac{((6.01 \text{ mg/L} - 2.97 \text{ mg/L}))}{0.01} = 308 \text{ mg/L}$$

1.2. Valores de salida

b. Reemplazamos los valores obtenidos para una dilución de 1/10:

$$\frac{DBO_5 \text{ mg}}{L} = \frac{((2.9 \text{ mg/L} - 1.87 \text{ mg/L}))}{0.1} = 10.1 \text{ mg/L}$$

$$\frac{DBO_5 \text{ mg}}{L} = \frac{((5.5 \text{ mg/L} - 3.98 \text{ mg/L}))}{0.1} = 15.9 \text{ mg/L}$$

2. Sólidos totales

Para la determinación de sólidos totales se utilizó la fórmula (2)

$$\frac{\text{mg sólidos totales}}{L} = \frac{(B - A) * 1000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (2)$$

Donde:

A: peso de la cápsula de evaporación vacía (en mg)

B: peso de la cápsula de evaporación + residuo seco (en mg).

Reemplazamos en el primer punto

$$A = 31.304 \text{ mg}$$

$$B = 38.203 \text{ mg}$$

$$\frac{\text{mg sólidos totales}}{L} = \frac{(38.203 - 31.304) * 1000}{10} = 690 \text{ mg/L}$$

Reemplazamos en el segundo punto

$$A = 39.593 \text{ mg}$$

$$B: 37.910 \text{ mg}$$

$$\frac{\text{mg sólidos totales}}{L} = \frac{(39.610 - 37.910) * 1000}{10} = 170 \text{ mg/L}$$

3. Sólidos suspendidos totales

Para la determinación de sólidos totales se utilizó la fórmula (3)

$$\frac{\text{mg sólidos suspendidos totales}}{L} = \frac{(B-A)*10000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (3)$$

Donde:

A: peso del filtro seco antes de la filtración (en mg)

B: peso del filtro + residuo seco (en mg).

Reemplazamos en el primer punto

$$A = 38.1643 \text{ mg/L}$$

$$B = 31.3538 \text{ mg/L}$$

$$\frac{\text{mg sólidos suspendidos totales}}{L} = \frac{(38.1643 - 31.3538) * 1000}{10 \text{ mL}} = 681.046 \text{ mg/L}$$

Reemplazamos en el segundo punto

$$A=37.7354 \text{ mg/L}$$

$$B= 39.4009 \text{ mg/L}$$

$$\frac{\text{mg sólidos suspendidos totales}}{L} = \frac{(39.4009-37.7354)*1000}{10 \text{ mL}} = 166.55 \text{ mg/L}$$

4. Sólidos disueltos totales

Para la determinación de sólidos totales se utilizó la fórmula (4)

$$\frac{\text{mg sólidos disueltos totales}}{L} = \frac{(B - A) * 1000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (4)$$

A: peso de la cápsula de evaporación vacía (en mg)

B: peso de la cápsula de evaporación + residuo seco (en mg); se empleó el promedio de los dos valores que cumplan el requisito de peso constante antes enunciado.

Reemplazamos en el primer punto

$$A=38.0965$$

$$B= 38.1860 \text{ mg/L}$$

$$\frac{\text{mg sólidos disueltos totales}}{L} = \frac{(38.1860 - 38.0965) * 1000}{10} = 8.954 \text{ mg/L}$$

Reemplazamos en el primer punto

$$A=39.5513 \text{ mg/L}$$

$$B= 39.5858 \text{ mg/L}$$

$$\frac{\text{mg sólidos disueltos totales}}{L} = \frac{(39.5858 - 39.5513) * 1000}{10} = 3.45 \text{ mg/L}$$

5. Sólidos fijos y volátiles

Para la determinación de sólidos fijos y volátiles se utilizó la fórmula (5 y 6)

$$\frac{\text{mg sólidos volátiles}}{L} = (B - C) * \frac{1000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (5)$$

$$\frac{mg \text{ sólidos fijos}}{L} = (C - A) * \frac{1000}{\text{volumen de muestra en mL}} \quad (6)$$

Donde:

A: Peso del filtro o la cápsula vacía (en mg)

B: Peso del filtro o la cápsula + residuo seco, antes de ignición (en mg)

C: Peso del filtro o la cápsula + residuo seco, después de ignición (en g).

Reemplazamos en el primer punto

$$A = 38.186$$

$$B = 38.886$$

$$C = 38.386$$

$$\frac{mg \text{ sólidos volátiles}}{L} = (38.886 - 38.386) * \frac{1000}{10} = 50 \text{ mg/L}$$

$$\frac{mg \text{ sólidos volátiles}}{L} = (38.386 - 38.186) * \frac{1000}{10} = 20 \text{ mg/L}$$

Reemplazamos en el segundo punto

$$A = 37.686$$

$$B = 38.386$$

$$C = 39.265$$

$$\frac{mg \text{ sólidos volátiles}}{L} = (38.415 - 38.115) * \frac{1000}{10} = 30 \text{ mg/L}$$

$$\frac{mg \text{ sólidos volátiles}}{L} = (38.265 - 38.115) * \frac{1000}{10} = 15 \text{ mg/L}$$

6. Alcalinidad.

Para la determinación de la alcalinidad se utilizó la fórmula (8).

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{A * N * 50 * 1000}{\text{mL de muestra}} \quad (8)$$

Donde:

A = mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación

N = normalidad del ácido sulfúrico

Reemplazamos en el primer punto

$$A = 2.5 \text{ mL}$$

$$N = 0.02$$

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{2.5 * 0.02 * 50 * 1000}{25} = 100 \text{ mg de CaCO}_3$$

Reemplazamos en el primer punto

$$A = 1.4 \text{ mL}$$

$$N = 0.02$$

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{1.4 * 0.02 * 50 * 1000}{25} = 56 \text{ mg de CaCO}_3$$

7. Cloruros.

Para la determinación de cloruros se utilizó la fórmula (9).

$$\frac{\text{mg Cl}^-}{\text{L}} = \frac{A * N * 35.45 * 1000}{\text{mL de muestra}} \quad (9)$$

A = mL de nitrato de plata gastados en la muestra

N = normalidad del nitrato de plata

Reemplazamos en el primer punto

$$A = 3.1 \text{ mL}$$

$$N = 0.0141$$

$$\frac{\text{mg Cl}^-}{\text{L}} = \frac{9.1 * 0.0141 * 35.45 * 1000}{25} = 619.8 \frac{\text{mg Cl}^-}{\text{L}}$$

Reemplazamos en el segundo punto

$$A = 9.1 \text{ mL}$$

$$N = 0.0141$$

$$\frac{\text{mg Cl}^-}{\text{L}} = \frac{9.1 * 0.0141 * 35.45 * 1000}{25} = 1819.43 \frac{\text{mg Cl}^-}{\text{L}}$$

Anexo 6

**CÁLCULOS PARA EL DISEÑO DE LA
PROPUESTA DE PROTOTIPO DEL
BIORREACTOR**

CÁLCULOS PARA EL DISEÑO DE LA PROPUESTA DE PROTOTIPO DEL BIORREACTOR

1. CÁLCULO DEL CAUDAL QUE ALIMENTARÁ AL BIORREACTOR

$$XV = X * V \quad (14)$$

$$V = 0.004m^3 * 681 \frac{mg}{m^3}$$

$$2724 mg/m^3$$

POR TEORÍA ASUMIMOS

$$\text{Doméstico } (\gamma) = 0.5 < \gamma > 0.73 \text{ mg SSV/mg DBO}$$

$$\text{Decaimiento endógeno } Kd \quad 0.075 < Kd > 0.125 \text{ 1/día}$$

$$SSML = \text{sólidos en el licor mezclado } \left(\frac{mg}{l}\right) = 2000 < SSML > 3500$$

$$\frac{SSVLM}{SSLM} = (0.7 - 0.8)$$

$$XV = \frac{Q_C * \gamma * Q(S_0 - S_e)}{1 + kd * Q_C} \quad (15)$$

$$Q = \frac{XV(1 + kd) * Q_C}{Q_C * \gamma(S_0 - S_e)} \quad (16)$$

$$Q = \frac{2.724 \frac{mg}{L} * (1 + 0.05^{-1}d) * (2 \text{ días})}{(2 \text{ días}) * \left(\frac{0.65 \frac{mgSSV}{mgDBO} (168 - 12)mg}{\text{día}}\right)}$$

$$Q = 0.00263 \text{ L/día}$$

2. BIOMASA EN EL REACTOR

$$XV = \frac{(2 \text{ días}) \left(0.8mg \frac{SSV}{mgDBO}\right) * \left(0.0026 \frac{L}{\text{día}}\right) (168 - 12)mg/L}{1 + (0.05^{d-1})(2 \text{ días})}$$

$$XV = 12.3611 \text{ mgSSV}$$

$$XV = 0.000123611 \text{ kgSSV}$$

3. VOLUMEN DEL REACTOR

$$V = \frac{XV}{X} \quad (17)$$

$$V = \frac{12.3611 \text{ mgSSV}}{681 \text{ mg/L}}$$

$$V = 0.0181 \text{ m}^3$$

4. CÁLCULO DE LAS DIMENSIONES

$$V \text{ del cilindro} = \frac{\pi}{4} * D^2 * h \quad (18)$$

$$D = \frac{2}{3}h$$

Reemplazamos

$$V \text{ del cilindro} = \frac{\pi}{4} * \left(\frac{2}{3}h\right)^2 * h = 0.018 \text{ m}^3$$

$$h = 0.037220 \text{ m}$$

Despejando

$$D = \frac{2}{3}h$$

$$D = 0.02481$$

5. TIEMPO MEDIO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA

$$T = \frac{V}{Q} \quad (19)$$

$$T = \frac{0.0000181 \text{ m}^3}{0.00000263 \text{ m}^3}$$

$$T = 6.2 \text{ días}$$

6. PRODUCCIÓN DE LODO

$$P_X = \frac{(0.8 \text{ mgssv/mg DBO})(39909 \text{ L/día})(168-12) \text{ mg/L}}{1+(0.005^{d-1})(2 \text{ día})} \quad (20)$$

$$Px = 9486939.43 \text{ mg} \frac{SSV}{\text{día}}$$

$$Px = 9.48693943 \text{ Kg} \frac{SSV}{\text{día}}$$

7. PRODUCCIÓN DE SÓLIDOS TOTALES DE DESECHO

$$\text{LODOS SECOS} = \frac{Px}{\text{Porción volátil de sólidos}(70\% \text{ asumido al inicio)}} \quad (21)$$

$$\text{LODOS SECOS} = \frac{9.48693943 \text{ Kg} \frac{SSV}{\text{día}}}{0.7}$$

$$\text{LODOS SECOS} = 13.55 \text{ Kg día}$$

8. CAUDAL DE LODOS

$$Q_w = \frac{\text{lodo Seco} * (10^3)}{\text{concentración de sólidos totales en lodo sedimentado}} \quad (22)$$

$$Q_w = \frac{13.55 * (10^3)}{37000}$$

$$Q_w = \frac{13.55 * (10^3)}{37000}$$

$$Q_w = 0.367$$

9. RELACIÓN ALIMENTO MICROORGANISMO

$$\frac{A}{M} = \frac{0,00000263 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 168 \text{ mg/L}}{0,018 \text{ m}^3 * 3000 \text{ mg/L}} \quad (23)$$

$$\frac{A}{M} = 0.0000081 \text{ d}^{-1}$$

10. EFICIENCIA DE DBO₅ TOTAL

$$EE_1 = \frac{(194-10.1)}{194} = 94.79\% \quad (24)$$

$$EE_1 = \frac{(308-15.9)}{308} = 94.83\%$$

Anexo 7

CONSTRUCCIÓN DEL BIORREACTOR



Figura 27. Análisis de DBO₅ y cálculo de eficiencia de reducción de materia orgánica a través del biorreactor. A: Biorreactor en funcionamiento B: inoculación de microorganismos en el biorreactor

Anexo 8

INFORME DE LABORATÓRIO

INFORME DE ENSAYOS N° 6442-2021
PÁGINA 2 DE 2

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	AGUA RESIDUAL Barrio San Isidro (M-02)	UNIDADES
MB	Numeración de Coliformos Termotolerantes o Fecales**	49	NMP/100mL
MS	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	134	mg/L
FQ	Acetiles y Grasas**	14.3	mg/L
FQ	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	457	mg/L

ABREVIATURAS:

mg/L : Miligramos por litro
NMP/100mL : Número más probable por 100 mililitros

MÉTODOS UTILIZADOS:

Numeración de Coliformos Termotolerantes o Fecales : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 9200 9221-E Multiple Tube Fermentation Technique for members of the coliform group: Fecal Coliform Procedure. 23rd Ed. 2017.
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 5000 5210-B Biochemical Oxygen Demand (BOD): 5 day BOD Test. 23rd Ed. 2017.
Acetiles y Grasas : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 5000 Method 5521 B Oil and Grease: Liquid-Liquid Partition-Gravimetric Method. 23rd Ed. 2017.
Demanda Química de Oxígeno (DQO) : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 5000 Method 5220 D Chemical Oxygen Demand (COD): Closed Reflux, Colorimetric Method. 23rd Ed. 2017.

OBSERVACIONES:

**Estos métodos quedan fuera del alcance de la acreditación del INACAL-DA debido a las siguientes observaciones a la aptitud de la muestra al momento de la recepción (Autorizado y aceptado por el cliente):

Coliformos Termotolerantes o Fecales: Max. 8 hrs después de la toma de muestra a una T<8°C, muestra con mas de 8 hrs de tiempo de vida útil
Acetiles y Grasas debido a que las determinaciones requieren procedimientos específicos de muestreo para el aseguramiento de la calidad del resultado, los cuales solo se pueden dar si BHIOS LABORATORIOS realiza el muestreo. Muestreo realizado por el cliente.

FECHAS DE EJECUCIÓN DE LOS ENSAYOS : FQ 16/11/2021 al 27/11/2021
MB 16/11/2021 al 23/11/2021

FECHA DE EMISIÓN DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS : 30/11/2021



Miguel Valdivia Martinez
Gerente Técnico

Fin del Informe

INFORME DE ENSAYOS N° 6441 - 2021
PÁGINA 2 DE 2

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	AGUA RESIDUAL Barrio San Julian (M-01)	UNIDADES
MB	Numeración de Coliformes Termotolerantes o Fecales**	253000000	NMP/100mL
MB	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	15	mg/L
FQ	Acetes y Grasas**	<1.3	mg/L
FQ	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	43	mg/L

ABREVIATURAS:

mg/L : Miligramos por litro
NMP/100mL : Número más probable por 100 mililitros

MÉTODOS UTILIZADOS :

Numeración de Coliformes Termotolerantes o Fecales : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 9200.9221-E Multiple Tube Fermentation Technique for members of the coliform group: Fecal Coliform Procedure, 23rd Ed. 2017.
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 5000.5210-B Biochemical Oxygen Demand (BOD): 5 day BOD Test, 23rd Ed. 2017.
Acetes y Grasas : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF, Part 5500 Method 5520 B Oil and Grease Liquid-Liquid Partition-Gravimetric Method, 23rd Ed. 2017.
Demanda Química de Oxígeno (DQO) : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF, Part 5000 Method 5220 D Chemical Oxygen Demand (COD) Closed Reflux, Colorimetric Method, 23rd Ed. 2017.

OBSERVACIONES :

Cualquier valor precedido por "<" indica menor al límite de detección del método.
**Estos métodos quedan fuera del alcance de la acreditación del INACAL-DA debido a las siguientes observaciones a la aptitud de la muestra al momento de la recepción (Autorizado y aceptado por el cliente):
Acetes y Grasas debido a que las determinaciones requieren procedimientos específicos de muestreo para el aseguramiento de la calidad del resultado, los cuales solo se pueden dar el BHIOS LABORATORIOS realiza el muestreo. Muestreo realizado por el cliente.
Coliformes Termotolerantes o Fecales: Max. 8 hrs después de la toma de muestra a una T<8°C, muestra con más de 8 hrs de tiempo de vida útil.

FECHAS DE EJECUCIÓN DE LOS ENSAYOS : FQ 16/11/2021 al 27/11/2021
MB 16/11/2021 al 23/11/2021

FECHA DE EMISIÓN DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS : 30/11/2021



BHIOS LABORATORIOS
Ing. Miguel Valdivia Martínez
Gerente Técnico

Fin del Informe

Anexo 9
ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Tabla 21

Resultados del análisis de la interacción A: B: C

MSerror	Df	Mean	CV	MSD
2.58E-27	54	63.01852	8.06E-14	1.62E-13

test	name.t	ntr	Studentized Range	alpha
Tukey	A:B:C	27	5.511759	0.05

Tabla 22

Resultados del análisis de la interacción A: B: C.

Factores	Reducción de DBO ₅ (%)	std	r	Min	Max	Q25	Q50	Q75
a1:b1:c1	59.46	0	3	59.46	59.46	59.46	59.46	59.46
a1:b1:c2	53.49	0	3	53.49	53.49	53.49	53.49	53.49
a1:b1:c3	27.37	0	3	27.37	27.37	27.37	27.37	27.37
a1:b2:c1	86.47	0	3	86.47	86.47	86.47	86.47	86.47
a1:b2:c2	59.02	0	3	59.02	59.02	59.02	59.02	59.02
a1:b2:c3	89.51	0	3	89.51	89.51	89.51	89.51	89.51
a1:b3:c1	56.52	0	3	56.52	56.52	56.52	56.52	56.52
a1:b3:c2	81.25	0	3	81.25	81.25	81.25	81.25	81.25
a1:b3:c3	58.28	0	3	58.28	58.28	58.28	58.28	58.28
a2:b1:c1	69.6	0	3	69.6	69.6	69.6	69.6	69.6
a2:b1:c2	15.13	0	3	15.13	15.13	15.13	15.13	15.13
a2:b1:c3	27.09	0	3	27.09	27.09	27.09	27.09	27.09
a2:b2:c1	92.86	0	3	92.86	92.86	92.86	92.86	92.86
a2:b2:c2	75.66	0	3	75.66	75.66	75.66	75.66	75.66
a2:b2:c3	83.33	0	3	83.33	83.33	83.33	83.33	83.33
a2:b3:c1	85.09	0	3	85.09	85.09	85.09	85.09	85.09
a2:b3:c2	88.36	0	3	88.36	88.36	88.36	88.36	88.36
a2:b3:c3	63.93	0	3	63.93	63.93	63.93	63.93	63.93
a3:b1:c1	25.48	0	3	25.48	25.48	25.48	25.48	25.48
a3:b1:c2	67.71	0	3	67.71	67.71	67.71	67.71	67.71
a3:b1:c3	37.31	0	3	37.31	37.31	37.31	37.31	37.31
a3:b2:c1	58.96	0	3	58.96	58.96	58.96	58.96	58.96
a3:b2:c2	90.6	0	3	90.6	90.6	90.6	90.6	90.6
a3:b2:c3	60.56	0	3	60.56	60.56	60.56	60.56	60.56
a3:b3:c1	80.28	0	3	80.28	80.28	80.28	80.28	80.28
a3:b3:c2	73.03	0	3	73.03	73.03	73.03	73.03	73.03
a3:b3:c3	35.15	0	3	35.15	35.15	35.15	35.15	35.15

Tabla 23

Resultados del análisis de la interacción A: B: C en orden jerárquico.

Grupos de interacción	Reducción de DBO₅ (%)	Grupos
a2:b2:c1	92.86	a
a3:b2:c2	90.6	b
a1:b2:c3	89.51	c
a2:b3:c2	88.36	d
a1:b2:c1	86.47	e
a2:b3:c1	85.09	f
a2:b2:c3	83.33	g
a1:b3:c2	81.25	h
a3:b3:c1	80.28	i
a2:b2:c2	75.66	j
a3:b3:c2	73.03	k
a2:b1:c1	69.6	l
a3:b1:c2	67.71	m
a2:b3:c3	63.93	n
a3:b2:c3	60.56	o
a1:b1:c1	59.46	p
a1:b2:c2	59.02	q
a3:b2:c1	58.96	r
a1:b3:c3	58.28	s
a1:b3:c1	56.52	t
a1:b1:c2	53.49	u
a3:b1:c3	37.31	v
a3:b3:c3	35.15	w
a1:b1:c3	27.37	x
a2:b1:c3	27.09	y
a3:b1:c1	25.48	z
a2:b1:c2	15.13	A

Anexo 10

PUNTOS PORCENTUALES DE LA

DISTRIBUCIÓN F; $F_{0.05, v_1, v_2}$

n_1	Grados de libertad del numerador (ν_1)												n						
ν_2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	15	20	24	30	40	60	120	∞
2	161.4	199.5	215.7	224.6	230.2	234.0	236.8	238.9	240.5	241.9	243.9	245.9	248.0	249.1	250.1	251.1	252.2	253.3	254.3
3	18.51	19.00	19.16	19.25	19.30	19.33	19.35	19.37	19.38	19.40	19.41	19.43	19.45	19.45	19.46	19.47	19.48	19.49	19.50
4	10.13	9.55	9.28	9.12	9.01	8.94	8.89	8.85	8.81	8.79	8.74	8.70	8.66	8.64	8.62	8.59	8.57	8.55	8.53
5	7.71	6.94	6.59	6.39	6.26	6.16	6.09	6.04	6.00	5.96	5.91	5.86	5.80	5.77	5.75	5.72	5.69	5.66	5.63
6	6.61	5.79	5.41	5.19	5.05	4.95	4.88	4.82	4.77	4.74	4.68	4.62	4.56	4.53	4.50	4.46	4.43	4.40	4.36
7	5.99	5.14	4.76	4.53	4.39	4.28	4.21	4.15	4.10	4.06	4.00	3.94	3.87	3.84	3.81	3.77	3.74	3.70	3.67
8	5.32	4.46	4.07	3.84	3.69	3.58	3.50	3.44	3.39	3.35	3.28	3.22	3.15	3.12	3.08	3.04	3.01	2.97	2.93
9	5.12	4.26	3.86	3.63	3.48	3.37	3.29	3.23	3.18	3.14	3.07	3.01	2.94	2.90	2.86	2.83	2.79	2.75	2.71
10	4.96	4.10	3.71	3.48	3.33	3.22	3.14	3.07	3.02	2.98	2.91	2.85	2.77	2.74	2.70	2.66	2.62	2.58	2.54
11	4.84	3.98	3.59	3.36	3.20	3.09	3.01	2.95	2.90	2.85	2.79	2.72	2.65	2.61	2.57	2.53	2.49	2.45	2.40
12	4.75	3.89	3.49	3.26	3.11	3.00	2.91	2.85	2.80	2.75	2.69	2.62	2.54	2.51	2.47	2.43	2.38	2.34	2.30
13	4.67	3.81	3.41	3.18	3.03	2.92	2.83	2.77	2.71	2.67	2.60	2.53	2.46	2.42	2.38	2.34	2.30	2.25	2.21
14	4.60	3.74	3.34	3.11	2.96	2.85	2.76	2.70	2.65	2.60	2.53	2.46	2.39	2.35	2.31	2.27	2.22	2.18	2.13
15	4.54	3.68	3.29	3.06	2.90	2.79	2.71	2.64	2.59	2.54	2.48	2.40	2.33	2.29	2.25	2.20	2.16	2.11	2.07
16	4.49	3.63	3.24	3.01	2.85	2.74	2.66	2.59	2.54	2.49	2.42	2.35	2.28	2.24	2.19	2.15	2.11	2.06	2.01
17	4.45	3.59	3.20	2.96	2.81	2.70	2.61	2.55	2.49	2.45	2.38	2.31	2.23	2.19	2.15	2.10	2.06	2.01	1.96
18	4.41	3.55	3.16	2.93	2.77	2.66	2.58	2.51	2.46	2.41	2.34	2.27	2.19	2.15	2.11	2.06	2.02	1.97	1.92
19	4.38	3.52	3.13	2.90	2.74	2.63	2.54	2.48	2.42	2.38	2.31	2.23	2.16	2.11	2.07	2.03	1.98	1.93	1.88
20	4.35	3.49	3.10	2.87	2.71	2.60	2.51	2.45	2.39	2.35	2.28	2.20	2.12	2.08	2.04	1.99	1.95	1.90	1.84
21	4.32	3.47	3.07	2.84	2.68	2.57	2.49	2.42	2.37	2.32	2.25	2.18	2.10	2.05	2.01	1.96	1.92	1.87	1.81
22	4.30	3.44	3.05	2.82	2.66	2.55	2.46	2.40	2.34	2.30	2.23	2.15	2.07	2.03	1.98	1.94	1.89	1.84	1.78
23	4.28	3.42	3.03	2.80	2.64	2.53	2.44	2.37	2.32	2.27	2.20	2.13	2.05	2.01	1.96	1.91	1.86	1.81	1.76
24	4.26	3.40	3.01	2.78	2.62	2.51	2.42	2.36	2.30	2.25	2.18	2.11	2.03	1.98	1.94	1.89	1.84	1.79	1.73
25	4.24	3.39	2.99	2.76	2.60	2.49	2.40	2.34	2.28	2.24	2.16	2.09	2.01	1.96	1.92	1.87	1.82	1.77	1.71
26	4.23	3.37	2.98	2.74	2.59	2.47	2.39	2.32	2.27	2.22	2.15	2.07	1.99	1.95	1.90	1.85	1.80	1.75	1.69
27	4.21	3.35	2.96	2.73	2.57	2.46	2.37	2.31	2.25	2.20	2.13	2.06	1.97	1.93	1.88	1.84	1.79	1.73	1.67
28	4.20	3.34	2.95	2.71	2.56	2.45	2.36	2.29	2.24	2.19	2.12	2.04	1.96	1.91	1.87	1.82	1.77	1.71	1.65
29	4.18	3.33	2.93	2.70	2.55	2.43	2.35	2.28	2.22	2.18	2.10	2.03	1.94	1.90	1.85	1.81	1.75	1.70	1.64
30	4.17	3.32	2.92	2.69	2.53	2.42	2.33	2.27	2.21	2.16	2.09	2.01	1.93	1.89	1.84	1.79	1.74	1.68	1.62
40	4.08	3.23	2.84	2.61	2.45	2.34	2.25	2.18	2.12	2.08	2.00	1.92	1.84	1.79	1.74	1.69	1.64	1.58	1.51
60	4.00	3.15	2.76	2.53	2.37	2.25	2.17	2.10	2.04	1.99	1.92	1.84	1.75	1.70	1.65	1.59	1.53	1.47	1.39
120	3.92	3.07	2.68	2.45	2.29	2.17	2.09	2.02	1.96	1.91	1.83	1.75	1.66	1.61	1.55	1.55	1.43	1.35	1.25

Grados de libertad del denominador (ν_2)

Anexo 11

**UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE
MUESTREO**

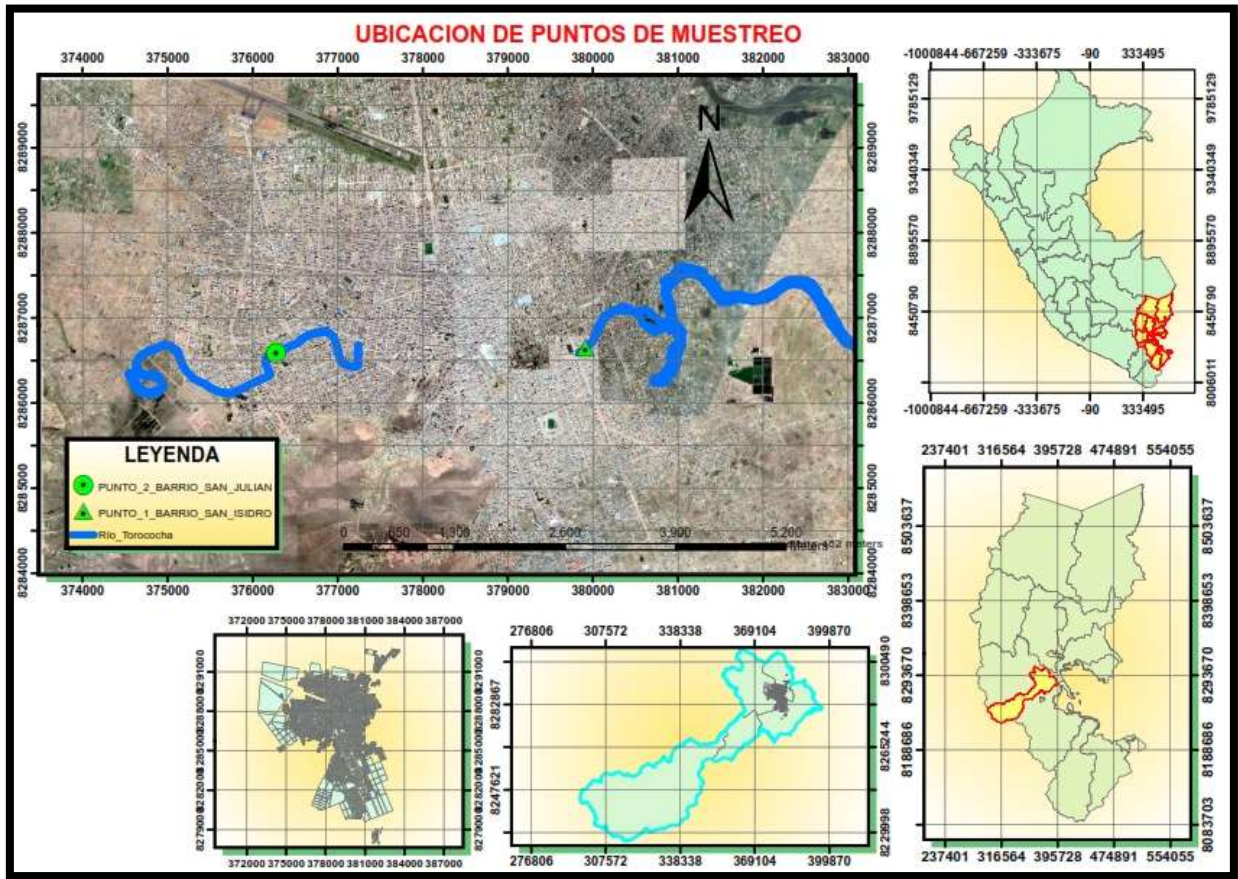


Figura 28. Ubicación de los puntos de muestreo.



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA

“Universidad Pública de Calidad”



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA

“Universidad Pública de Calidad”