



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

BIOPERCOLACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE AGUAS
RESIDUALES TIPO DOMÉSTICAS

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos establecidos
para optar por el título de Ingeniero Ambiental en Prevención y Remediación

Profesor Guía

Ing. Yasser Alejandro González Romero, MSc.

Autor

Remigio Sebastián Pacheco Toro

Año
2015

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con el estudiante, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.

Yasser Alejandro González Romero
Ingeniero MSc.
CI: 070373762-7

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”

Remigio Sebastián Pacheco Toro
CI: 172221616-3

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios y a mis padres por su amor y su apoyo incondicional. A mis hermanos que me han guiado y he contado con su apoyo en todo momento. A mi profesor guía el Ing. Alejandro González, por su dedicación y su motivación, a la Ing. Cristina Almeida, por su valiosa ayuda y su tiempo; al Ing. Javier Álava por su apoyo y colaboración; al Ing. Carlos Banchón y a la Ing. Pavlova Sigcha por su inestimable guía durante mi proyecto de tesis y en general un agradecimiento a los profesores de la Universidad de Las Américas quienes me han guiado y transmitido sus conocimientos, y en general a todos quienes de una u otra manera me han ayudado seguir adelante y conseguir este logro.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a Dios y a mis padres Remigio y María Teresa que son los pilares en mi vida, y con sus enseñanzas, ejemplo y amor han formado la persona que soy; a mis hermanos, Rodrigo y María José, quienes con su apoyo me ayudan cada día a ser una mejor persona y en general a mi familia y amigos que son el impulso necesario para poder alcanzar este logro.

RESUMEN

Con el propósito de disminuir la concentración de la carga orgánica presente en aguas residuales de tipo domésticas, se ha desarrollado una unidad experimental a escala laboratorio, conformada por tres filtros en serie. Este sistema se basó en la biopercolación que, es el paso lento un fluido a través de materiales porosos (piedra pómez, piezas de teclados y concha negra, materiales empleados en el presente estudio), en la que los microorganismos degradan la materia orgánica contenida en el agua residual.

En función a los resultado obtenidos, se ha logrado determinar que el sistema es eficaz para la remoción de parámetros como: DQO, DBO_5 , fosfatos, nitrógeno total, turbidez y pH. Mientras que, el parámetro de conductividad, fue el único que no demostró una diferencia en su concentración después de la aplicación de los diferentes tratamientos.

Se evidenció una disminución del DBO_5 en todos los tratamientos, el sistema de tratamiento logró una remoción total igual a 95,77% de este parámetro; mientras que, el DQO alcanzó una remoción considerable con el sistema experimental empleado. El agua residual inicial tuvo una concentración de 550,3 mg/l y, el efluente tratado obtuvo un valor de 58.8 mg/l de DQO, lo que expone una remoción del 89,31% después de su paso por el sistema estudiado.

Mediante el desarrollo del presente trabajo de titulación, se logró demostrar que el procedimiento de biofiltración empleado es eficaz para la remoción de contaminantes, siendo esta una alternativa idónea no solo a nivel industrial, sino también a nivel de pequeñas comunidades. Además el sistema planteado permite la descarga de los efluentes tratados a cuerpos de agua dulce; cumpliendo así, con los límites permisibles establecidos en la normativa ambiental legal vigente (TULSMA).

ABSTRACT

In order to decrease the concentration of the organic load present in wastewater from domestic activities, it has developed an experimental laboratory scale unit, consisting of three filters in serie. This system was based on the biotrickling that is slowly fluid through porous material (pumice, pieces of keyboards and black shell materials used in the present study), in which microorganisms break down the organic matter contained in wastewater.

According to the results, it has been determined that the system is effective for the removal of parameters such as COD, BOD5, phosphate, total nitrogen, pH and turbidity. While the parameter of conductivity, was the only one who did not show a difference in concentration after application of the different treatments.

BOD5 decreased value was observed in all treatments, the treatment system achieved total removal equal to 95.77% of this parameter; while the COD removal reached with considerable experimental system employed. The wastewater had an initial concentration of 550.3 mg / l, the treated effluent obtained a value of 58.8 mg / l COD, which exposes a removal of 89.31% after passing through the system studied.

Through the development of this work, it was possible to demonstrate that the employe of the biofiltration is effective for the removal of contaminants, this being a suitable not only industrial, but also at the level of small communities. Moreover, the system proposed allows the discharge of treated effluent into bodies of fresh water; thus complying with the established permissible limits in legal environmental regulations (TULSMA).

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
Antecedentes	2
Planteamiento del problema	3
Hipótesis de la investigación	4
Alcance	4
Justificación	5
Objetivo General.....	6
Objetivos Específicos	6
2. MARCO TEÓRICO	7
2.1 Agua Residual.....	8
2.2 Agua Residual Doméstica	10
2.2.1 Caracterización del agua residual doméstica	10
2.3 Normativa Ecuatoriana Valores y límites máximos permisibles.....	12
2.4 Tecnología de tratamiento de aguas: Filtros Percoladores.....	12
2.4.1 Descripción de los filtros percoladores	13
2.4.2 Sistemas de lechos fijos	14
2.4.3 Biopelícula	16
3. METODOLOGÍA	18
3.1 Agua Residual Sintética.....	19
3.2 Diseño Experimental.....	20
3.3 Diseño del experimento	21
3.4 Descripción del Experimento	25
3.4.1 Funcionamiento y operación del reactor piloto	30
3.4.2 Materiales y construcción	32
3.5 Caracterización físico-química del agua residual	32

3.5.2 Medición de Conductividad y salinidad	34
3.5.3 Medición de turbiedad mediante fotometría	34
3.5.4 Medición de demanda biológica de oxígeno (DBO ₅) mediante presión negativa	35
3.5.5 Medición de fósforo mediante fotometría	35
3.5.6 Medición de nitrógeno mediante fotometría	36
3.5.7 Medición de demanda química de oxígeno DQO mediante fotometría.....	36
3.5.8 Medición de Absorbancia mediante espectrofotometría	36
4. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	38
4.1 Caracterización físico química del agua residual	43
4.1.1 Parámetro de turbidez	45
4.1.2 Parámetro de pH.....	51
4.1.3 Parámetro de conductividad	55
4.1.4 Parámetro de DQO	57
4.1.5 Parámetro de DBO ₅	62
4.1.6 Parámetro Fosfato	65
4.1.7 Parámetro nitrógeno total	69
4.1.8 Parámetro Absorbancia	73
5. CONCLUSIONES.....	75
6. RECOMENDACIONES.....	77
REFERENCIAS	78
ANEXOS	88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de contenidos Marco Teórico	7
Figura 2: Uso consuntivo del agua	9
Figura 3: Uso no consuntivo del agua	9
Figura 4: Esquema de funcionamiento de biopelícula	16
Figura 5: Esquema de Contenidos Metodología.	18
Figura 6: Diseño sistema de tratamiento	26
Figura 7: Lechos fijos utilizados	29
Figura 8: Diagrama de sistema de biofiltración empleado.....	31
Figura 9: Monitoreo y construcción de la planta piloto.	32
Figura 10: Toma de muestras de los reactores experimentales.....	33
Figura 11: Esquema de resultados y análisis de resultados.	38
Figura 12: Agua residual doméstica.	46
Figura 13: Tendencia del parámetro de turbidez en el primer reactor experimental en función del tiempo (Días).	47
Figura 14: Tendencia del parámetro turbidez en el segundo reactor experimental en función del tiempo (Días)	48
Figura 15: Tendencia del parámetro de turbidez en el tercer reactor experimental en función del tiempo (Días)	48
Figura 16: Muestras del sistema de biofiltración para comparación de turbidez.....	49
Figura 17: Diagrama de cajas y bigotes para el parámetro de turbidez.	50
Figura 18: Gráfica de comportamiento del parámetro pH de los 3 reactores experimentales en función del tiempo (Días).	52
Figura 19: Comparación de condiciones iniciales y finales del pH en los 3 reactores de tratamiento.	53
Figura 20: Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento del pH.	54
Figura 21: Gráfica de comportamiento del parámetro conductividad de los 3 reactores experimentales en función del tiempo (Días).	56
Figura 22: Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento de conductividad eléctrica.	57
Figura 23: Comparación entre valores promedios de remoción de DQO	

en los 3 reactores de tratamiento y la normativa legal.	58
Figura 24: Formación de biopelícula en lechos fijos.....	60
Figura 25: Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento de DQO.	61
Figura 26: Comparación entre los valores promedios de remoción de DBO ₅ en los 3 reactores de tratamiento y la normativa legal.	63
Figura 27: Diagramas de cajas y bigotes para el tratamiento de DBO ₅	65
Figura 28: Comparación entre los valores promedios de remoción de fosfato en los 3 reactores de tratamiento y la normativa legal.....	66
Figura 29: Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento del parámetro de fosfato.	68
Figura 30: Comparación entre valores promedios de remoción de nitrógeno total en los 3 reactores de tratamiento y la normativa vigente.....	70
Figura 31: Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento del parametro nitrógeno total.	72
Figura 32: Análisis espectrofotométrico del comportamiento de las muestras de aguas ultrapura, agua contaminada y agua tratada.....	74

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización típica de las aguas residuales domesticas	11
Tabla 2. Conversión de las cantidades del agua residual sintética	20
Tabla 3: Lechos fijos de los reactores experimentales.....	27
Tabla 4. Rango de medición de DBO_5	35
Tabla 5. Comparaciones de medias muestrales con el método LSD	41
Tabla 6. Comparaciones de medias muestrales con el método de Turkey	42
Tabla 7. Comparación pruebas estadísticas	43
Tabla 8. Promedio de parámetros físicos de experimento	44
Tabla 9. Parámetros químicos del experimento	44
Tabla 10. ANOVA para el parámetro de turbidez de los 3 tratamientos.....	45
Tabla 11. Porcentaje de remoción de turbidez en el tratamiento	47
Tabla 12. ANOVA para el parámetro de pH de los 3 tratamientos.	51
Tabla 13. ANOVA para el parámetro de conductividad de los 3 tratamientos.....	55
Tabla 14. ANOVA para el parámetro de DQO de los 3 tratamientos.	58
Tabla 15. % de Remoción del parámetro DQO para cada reactor del sistema de tratamiento.	60
Tabla 16. ANOVA para el parámetro de DBO_5 de los 3 tratamientos.	62
Tabla 17. % de Remoción del parámetro DBO_5 para cada reactor del sistema de tratamiento.	64
Tabla 18. ANOVA para el parámetro de fosfato de los 3 tratamientos.....	66
Tabla 19. % de Remoción del parámetro fosfato para cada reactor del sistema de tratamiento.	68
Tabla 20. ANOVA para el parámetro de fosfato de los 3 tratamientos.....	69
Tabla 21. % de Remoción del parámetro fosfato para cada reactor de l sistema de tratamiento.	71

ÍNDICE DE ECUACIONES

(Ecuación 1)	21
(Ecuación 2)	22
(Ecuación 3)	22
(Ecuación 4)	22
(Ecuación 5)	22
(Ecuación 6)	23
(Ecuación 7)	23
(Ecuación 8)	24
(Ecuación 9)	24
(Ecuación 10)	24
(Ecuación 11)	24
(Ecuación 12)	39
(Ecuación 13)	40
(Ecuación 14)	41
(Ecuación 15)	42
(Ecuación 16)	42
(Ecuación 17)	46

1. INTRODUCCIÓN

Se estima que de los 52.000.000 m³/día de aguas residuales que se recogen en América Latina, solamente 3.100.000 m³/día, o es decir el 6%, son sometidos a un proceso de tratamiento apropiado para su posterior descarga hacia los cuerpos de agua. Además de esta grave problemática, existe una clara tendencia a usar aguas residuales sin tratamiento previo para riego y disposición final hacia cuerpos de aguas (Oakley & Salguero, 2011).

En el Ecuador según datos de (INEC, 2012) el porcentaje de gobiernos municipales que dieron tratamiento a las aguas residuales incrementó de 47,9% en el 2011 a 49,8% en el 2012, siendo la región sierra la que tiene un mayor porcentaje de tratamiento con 51,1%. El total de agua residual tratada por los municipios del Ecuador aumentó de 109.000.000 m³ en 2011 a más de 128.000.000 m³ en 2012.

Una de las tecnologías de mayor aplicación en relación a tratamiento de aguas para remoción de contaminantes es la remediación biológica por inmovilización pasiva (Pagans, Font, & Sanches, 2006). En esta tecnología su funcionamiento radica en la formación de la biopelícula por medio de la fijación de microorganismos a un soporte fijo mediante interacciones iónicas entre los microorganismos y el material del soporte o lecho fijo (Garzon & Barragan, 2008)

La evolución de los tratamientos de aguas residuales corresponden a la historia del medio ambiente y la salud, especialmente por la preocupación del bienestar de las personas, los métodos de tratamiento de aguas contaminadas fueron desarrollados en respuesta en lo referente a la salud pública y los efectos adversos que pueden producir las aguas residuales (Tchobanoglous, 2014).

Los filtros percoladores son uno de los procesos de tratamiento de aguas residuales más comunes y han sido utilizados por aproximadamente más de 100 años. Inicialmente fueron elaborados para eliminar solo la materia orgánica

mediante el filtrado, pero se dieron cuenta de que su principal mecanismo era la degradación biológica en lugar del filtrado (Wik, 2003, p. 193).

Antecedentes

En el Ecuador, se estima que el 6,3% del total de las aguas residuales promedio en el Ecuador se les da algún tipo de tratamiento (Moncayo y Ayala, 2011); esto debido a la falta de planificación en el ordenamiento territorial, al poco interés en la aplicación de políticas de conservación de los cuerpos de agua, así como también al incumplimiento de la legislación ambiental vigente (Cabrera, Garcés y Paredes, 2012).

Una de las prácticas más comunes en nuestro país, es la disposición final directa de las aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas sin tratamiento previo hacia los cuerpos hídricos; y, debido a la calidad de estas aguas pueden generarse problemas en el aspecto de la salud pública, esto se debe a la cantidad de organismos patógenos que esta agua residual contiene. Asimismo, crea problemas ambientales degradando la calidad del ecosistema (Silva, Torres y Madera, 2008). Hasta el año 2010, se estimó que seis de cada diez municipios del Ecuador no contaban con ningún tipo de tratamiento de sus aguas servidas (Plan Nacional del Buen Vivir [PNBV], 2014, p. 3).

Las aguas residuales domésticas se generan básicamente en los sectores residenciales, comerciales e industriales, y se encuentran compuestas de materia orgánica y remanentes de subproductos de las actividades de limpieza (Silva et al, 2008).

En referencia a los lechos bacterianos, se puede decir que estos son sistemas de depuración biológica de aguas residuales, en el que la oxidación se produce al hacer circular el agua contaminada a través de un medio poroso o cavernoso que sirve como soporte para los microorganismos (European Commission & Directorate - General for the Environment, 2002). La carga contaminante es degradada por medio de una biopelícula, que crece alrededor del medio

poroso, esta biopelícula no debe ser mayor a de 3 mm de espesor, debido que la acción del oxígeno en espesores mayores no es la correcta (Wilsenach et al., 2014).

Un filtro percolador consta de un lecho fijo compuesto de una superficie de grava o un medio plástico sobre el cual se rocían las aguas residuales domésticas pre-tratadas creando un sustrato en el cual los microorganismos se adhieren y forman una capa biológica o biopelícula sobre éste, mientras las aguas residuales se percolan por el medio, los microorganismos digieren y eliminan los contaminantes del agua (Lesikar B, 2012).

Al hablar de lechos fijos, se asocia el término de masa microbiana, que se encuentra adherida a una superficie de contacto que interviene en el tratamiento del agua residual. Entre los cultivos fijos más comunes se encuentran los filtros percoladores y los biodiscos o filtros rotatorios de contacto (UDLAP, 2012).

Planteamiento del problema

Los residuos contaminantes líquidos se pueden clasificar en: municipales, agroindustriales e industriales, la diferenciación de su carga contaminante dependerá exclusivamente de las características socioeconómicas, climatológicas y demás factores asociados a la localidad de origen (Carranza Zambrano, García Barre, & Noles Aguilar, 2013).

El Ecuador es uno de los países con mejor dotación de agua a nivel mundial. No obstante, la incorrecta utilización de este recurso y la continua contaminación de los cuerpos de hídricos, resultante de las diferentes actividades productivas y, principalmente por la falta de tratamiento que tienen las aguas residuales, es una de las principales problemáticas ambientales que amenaza la calidad de este recurso natural en nuestro país (Reyes & Rafael, 2012).

Según (SENAGUA, 2012) de cada 100 litros de agua que son consumidos, un aproximadamente el 81.1% es destinado para la agricultura, el 12.3% para uso doméstico, el 6.3% para el área industrial y 0.3% destinado a otros usos. . Luego de ser usada se convierte en un agua residual, y se estima que solo el 8% de las aguas residuales obtienen un tratamiento..

En el Ecuador no existe una cultura en lo concerniente al tratamiento de aguas por parte de la población y de las autoridades competentes, de los 214 cantones existentes en el país, apenas 19 realizan un tipo de tratamiento, que generalmente son lagunas de oxidación. Cuenca es la única ciudad en la cual se realiza un tratamiento adecuado de las aguas residuales manejado por ETAPA; mientras que en la ciudad de Quito recién se están estudiando alternativas factible para la implementación de un sistemas de tratamiento de sus aguas residuales (Jessica López, 2011).

Hipótesis de la investigación

El uso de biofiltros tiene un alto porcentaje de remoción de parámetros físicos y químicos tales como: DBO_5 , DQO, nitrógeno total, fosfatos, absorbancia, turbidez, pH, conductividad.

Alcance

El alcance de este trabajo de titulación consiste en diseñar un sistema de biofiltración mediante filtros percoladores a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales tipo domésticas, basándonos en variables de proceso como: altura del lecho, tipo de lecho filtrante, carga contaminante del agua residual, carga hidráulica y razón de recirculación; siguiendo una metodología de monitoreo de parámetros como: demanda biológica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), fosfatos y nitrógeno total, antes, durante y después del tratamiento.

Una vez obtenidos los datos experimentales se procederá a evaluar los resultados obtenidos con la finalidad de establecer un análisis comparativo del

tratamiento propuesto en sus diferentes etapas. Todo esto con el fin de determinar la capacidad de depuración de los filtros percoladores en el tratamiento de aguas residuales domésticas, mediante la revisión de los estándares de calidad de aguas establecidos por la Legislación Nacional Ambiental vigente.

Justificación

Durante el transcurso del tiempo, el tratamiento de aguas residuales en nuestro país se ha definido exclusivamente a la elaboración de conductos de riego, procedimiento de alcantarillado, desagües, drenajes, sistemas de agua potable alcantarillado. Sin embargo, en el Ecuador se realizan muy pocos esfuerzos para mejorar la calidad del agua, especialmente, de las aguas residuales provenientes de actividades de los sectores residenciales, industriales y comerciales. Una gran problemática se debe a que no se cuentan datos específicos y renovados en lo concerniente a la contaminación de los cuerpos hídricos del país, este dilema ha generado debates y discusiones sobre el nivel de contaminación de los cuerpos de agua en el País en apreciaciones o disertaciones, más que en antecedentes serios. (Agua Ecuador, 2012).

De estos datos surge la preocupación por reducir el contaminación de los cuerpos de agua mediante tecnologías alternativas de tratamiento de aguas y al mismo tiempo se busca salvaguardar el medio ambiente y optimizar la calidad de vida de las personas (Velázquez Patiño, 2007). Por lo tanto los biofiltros pueden dar una alternativa de saneamiento dentro de la población, estos son una alternativa factible para la depuración de las aguas residuales domésticas, amigables con el medio ambiente, ya que reducen los impactos negativos que ocasiona la mala disposición de las aguas residuales, al mejorar su calidad antes de ser regresadas a la naturaleza y además, es una solución económicamente elaborable en relación a otras tecnologías de tratamiento de aguas (Cano y Palacios, 2013).

Con el desarrollo del presente trabajo de titulación se busca comprobar si el tratamiento de aguas residuales mediante filtros percoladores es factible, no

solo económicamente, sino funcionalmente con respecto a otro tipo de tratamientos. Para poder demostrarlo, se hace necesaria la realización de monitoreo y seguimiento de los parámetros establecidos dentro del tratamiento (Ministerio de Agricultura, 2011).

Objetivo General

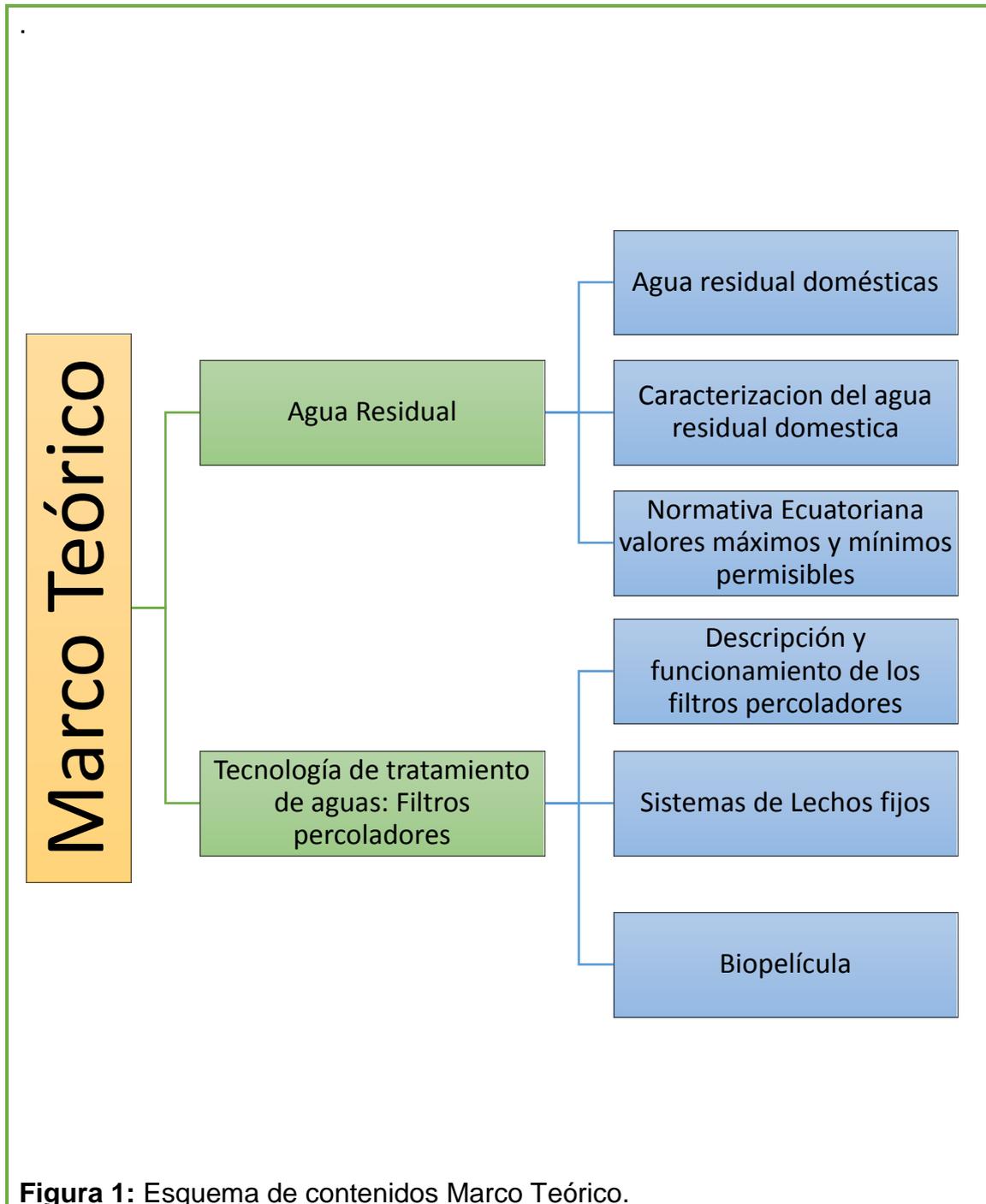
Diseñar un proceso de tratamiento mediante biofiltros para la remoción de contaminantes, tales como:(DBO5), (DQO), Nitratos y Fosfatos totales, procedentes de aguas residuales sintéticas tipo domésticas.

Objetivos Específicos

- Caracterizar los parámetros físico-químicos del agua residual doméstica, antes y después del tratamiento mediante filtros percoladores.
- Elaborar un sistema de biofiltración mediante unidades experimentales a escala laboratorio para la remoción de contaminantes de las aguas residuales tipo doméstica.
- Determinar el porcentaje de remoción de contaminantes del biofiltro.

2. MARCO TEÓRICO

En la a figura 1 se muestra un esquema de los temas que se tratarán en el presente capítulo



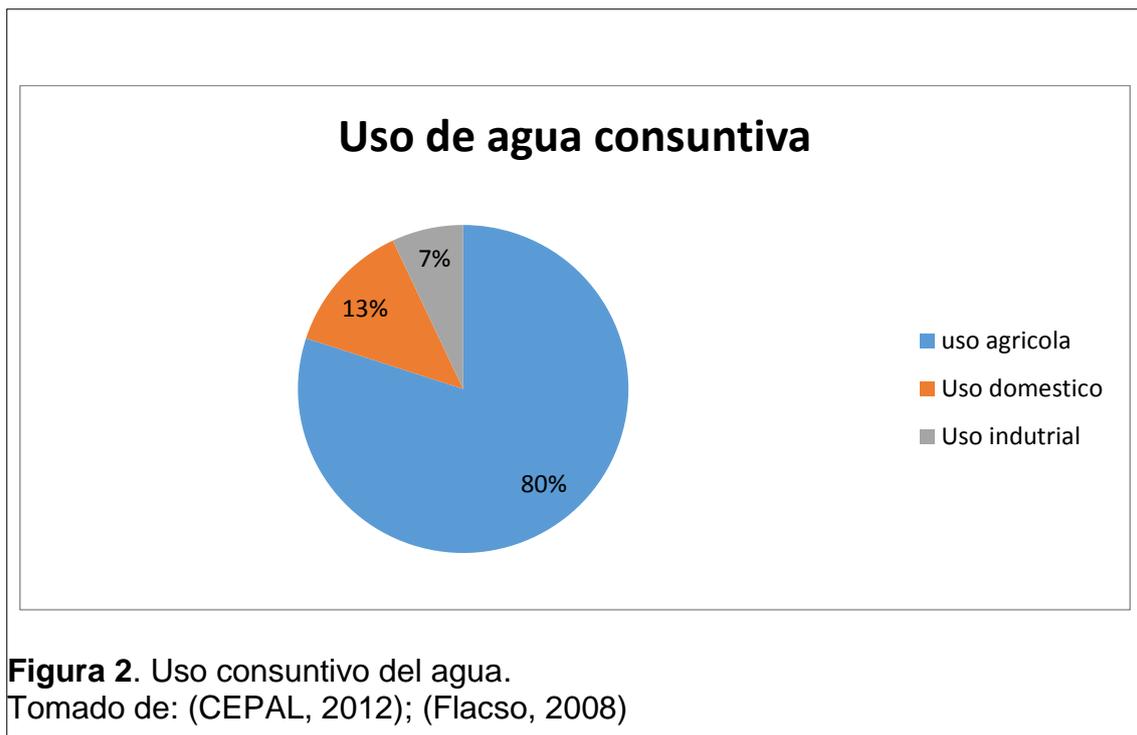
2.1 Agua Residual

Según (HUFFINGTON, 2014) cada día, desembocan 2 millones de toneladas de aguas residuales en los cuerpos de aguas del mundo. La fuente más considerable de contaminación del agua es la falta de gestión y tratamiento adecuados de los residuos domésticos, industriales y agrícolas.

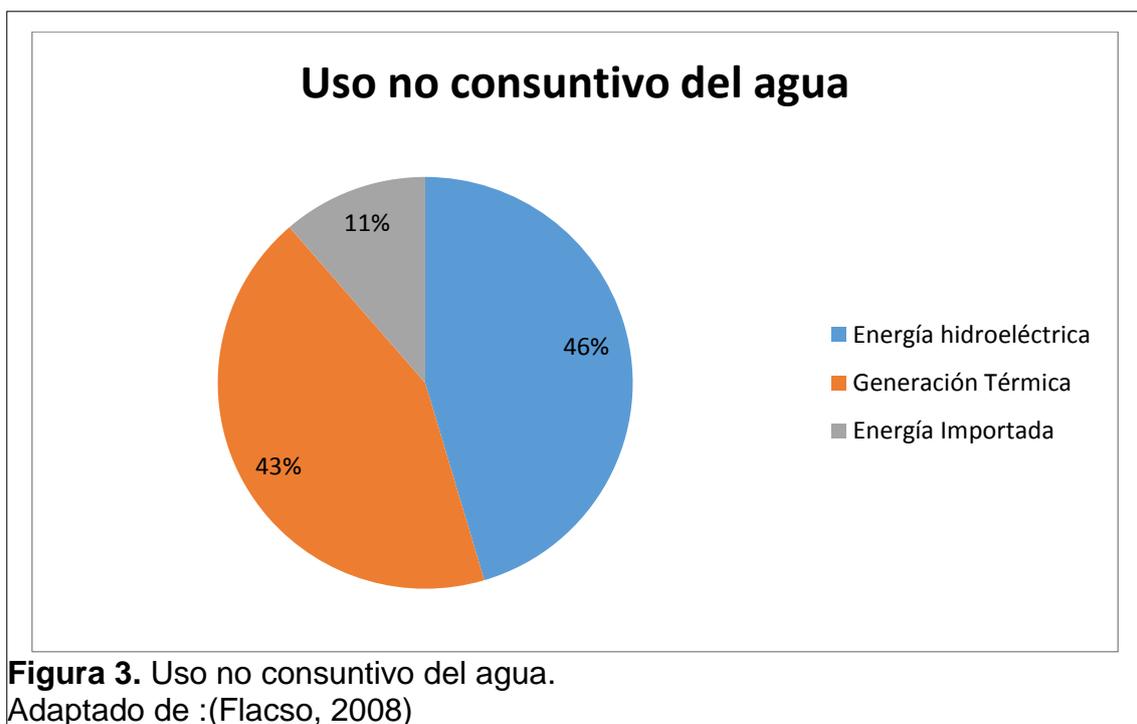
Basándonos en los datos del (INEC, 2012), en el Ecuador 128.000.000 m³ aguas residuales son tratadas por los municipios que corresponde el 49.8% de aproximadamente 335.000.000 m³ de aguas residuales generadas.

De manera generalizada el uso del agua se divide en consuntivo y no consuntivo. Consecutivo es aquel que después de ser usada, el agua no regresa a la corriente donde se ha captado o extraído (Zarco & Hiriart, 2009). Mientras los no consuntivo es aquel que usa el agua y la regresa al entorno inmediatamente después de ser usada, aunque lo haga a veces con cambios en sus características físicas, químicas o biológicas (Flacso, 2008).

El agua tiene varios usos, con respecto al uso consecutivo en el Ecuador el sector agrícola tiene un uso del agua predominante, pues representa el 80% del caudal usado, continuado por el uso doméstico (13%) y la industria (7%).



El principal uso no consuntivo del agua en el Ecuador, se basa en la generación de energía hidroeléctrica, la cual es la principal fuente de electricidad en el país (45,5%) seguida por la generación térmica (43,11%) y la energía importada (11,38%).



2.2 Agua Residual Doméstica

Las aguas residuales domésticas se pueden definir como el flujo de aguas utilizadas en las descargas provenientes de casas, negocios, e instituciones (Narmadha & Kavitha, 2012).

La producción de residuos provenientes de las actividades humanas es inevitable, una parte considerable de este tipo de residuos va a terminar como aguas residuales. La cantidad y calidad de las aguas residuales es establecida por muchos componentes ya que no todos las personas generan la misma cantidad y tipo de residuos, esto se encuentra influenciado por el comportamiento, estilo y nivel de vida de los habitantes (Henze & Comeau, 2008).

2.2.1 Caracterización del agua residual doméstica

La característica de las aguas residuales puede realizarse de diferentes maneras, se debe emplear un programa de muestreo adecuado y un análisis de laboratorio de aprobación con normas estándar que afirmen exactitud en los resultados (Rojas, 2009).

Una de las principales características de las aguas residuales domésticas es poseer concentraciones relativamente bajas de sólidos orgánicos e inorgánicos disueltos y en suspensión. Como se muestra en la Tabla 1, que representa los niveles de concentración de los primordiales componentes de las aguas residuales domésticas, las cuales se determinan las cantidades de solutos altas, medias y bajas (FAO, 2014).

Tabla 1. Caracterización típica de las aguas residuales domesticas

Parámetro	Alto (mg/l)	Medio (mg/l)	Bajo (mg/l)
DQO total	1000	500	300
DQO soluble	480	300	200
Demanda química de Oxígeno (DBO suspendido)	720	450	300
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	560	350	230
Nitrógeno total	100	60	30
Amoníaco-N	75	45	20
P total	25	15	6
Ortho-P	15	10	4
Solidos Totales	1200	700	350
Coliformes Totales (CFU 100 ml⁻¹)	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁸ -10 ⁹
Ph	5	7	8
Turbiedad, NTU	20	80	150
Alcalinidad	140	170	200
Salinidad	-	-	-
Temperatura	140	170	200

Adaptado de: (Saminathan, Galvez-Cloutier, & Kamal, 2013) y (Henze & Comeau, 2008);(Metcalf & Eddy, 2014).

Nota: La tabla 1, muestra los parámetros de las aguas residuales domésticas establecidos en el rango de concentraciones altas, medio y bajas.

Las concentraciones para áreas específicas varían, dependiendo de los tipos de vivienda, las actividades comerciales del área así como también el factor climático de la zona (Coquil, 2009). Las variaciones diarias son un aspecto importante al momento de diseñar un sistema de tratamiento, ya que el tratamiento debe concebirse para hacer frente a estas variaciones (Santos, 2009).

2.3 Normativa Ecuatoriana Valores y límites máximos permisibles

En referencia a la normativa Ecuatoriana para regular las descargas a cuerpos hídricos, tenemos a la norma de calidad ambiental y de descarga de efluente: recurso agua, del libro VI, anexo 1 del Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Medio Ambiente (TULSMA), norma que ha sido empleada para el análisis del presente proyecto experimental.

2.4 Tecnología de tratamiento de aguas: Filtros Percoladores

El pensamiento de depuración por medio de goteo usando rocas data de aproximadamente 100 años. El método clave mediante el cual se produce el tratamiento es a través del desarrollo de un biofilm (Leonard & Williamson, 2009).

Los tratamientos biológicos se consideran una opción tecnológica sostenible por su elevada remoción de contaminantes, bajos costos de operación y mantenimiento y facilidad de construcción, el beneficio de los efluentes tratados, no solo es que compone una fuente de agua, además es una fuente de ingreso de nutrientes con potencial de entrada de nutrientes, obteniendo beneficios tanto en el ámbito económico y ambiental, transformándose en una elección conveniente a considerar (Universidad Técnica Particular de Loja, 2010).

Una de las tecnologías más usadas con respecto a la remediación biológica de contaminantes es por medio de filtros percoladores de lechos fijos o por

inmovilización pasiva (Pagans et al., 2006). Este procedimiento radica en la fijación de microorganismos a un soporte fijo mediante condiciones idóneas y en interacciones iónicas entre el material de contacto y la comunidad microbiana (Trujillo & Garcia, 2012).

Durante la operación de biofiltros, los contaminantes en las aguas residuales son degradados por la actividad microbiana establecida en el biofilm y otros procesos químicos, tales como de adsorción, intercambio iónico, y precipitaciones en el filtro (Saminathan et al., 2013). Estos procesos conservar o transformar los contaminantes en las aguas residuales en compuestos menos peligrosos tales en forma de CO₂ y N₂ gaseoso (Chaudhary, Vigneswaran, Ngo, Shim, & Moon, 2003).

2.4.1 Descripción de los filtros percoladores

La filtración es una de las operaciones unitarias con mayor importancia en el tratamiento de aguas residuales. La intención principal de la filtración es producir efluente de alta calidad de manera que se puede reutilizar para diversos fines. Cualquier tipo de filtro con biomasa adherida se puede definir como una biofiltro, los cuales pueden estar constituidos de: piedra, carbón activado granular, de arena, plástico o de un material inerte que sirva de soporte (Lesikar & Persyn, 2000).

Originalmente, el biofiltro fue desarrollado utilizando roca o escoria como medios filtrantes, sin embargo en la actualidad, varios tipos y formas de los medios de comunicación (Gonzales & Méndez, 2005). El tratamiento de aguas residuales han cambiado mucho en los últimos veinte años, en un principio la mayor preocupación era la eliminación biogénica de materia orgánica para evitar el agotamiento de oxígeno en la corriente receptora, mientras ahora se basa en la eliminación de productos químicos orgánicos específicos típicamente xenobiótico para evitar efectos tóxicos, cancerígenos, teratogénicos o sobre los organismos que viven en la corriente receptora, y la

eliminación de nitrógeno y fósforo para evitar la eutrofización del cuerpo receptor de agua (Grady & Filipe, 2009)

Generalmente, la materia orgánica en las aguas residuales se mide como la demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO_5). En un rango del 40 al 80% de las aguas residuales, el DBO_5 se encuentra constituido de partículas (Parker & Newman, 2006) y, el filtro percolador elimina aproximadamente entre el 40 al 70% de este parámetro; esto se realiza gracias a la adsorción y el crecimiento celular microbiano que se desenvuelve en los filtros. Los microorganismos establecen una estrecha unión a la superficie irregular medios de comunicación o lechos fijos creando una biofilms a una profundidad de aproximadamente 2 mm (Leonard & Williamson, 2009).

Las moléculas orgánicas pequeñas se propagan sobre las células microbianas o biofilm, proporcionando de carbono y nutrientes necesarios para el crecimiento celular microbiano, y para eliminar las partículas de mayor tamaño, estas células son atrapadas en el biofilm por medio de un “pegamento” compuesto de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) secretadas por las células microbianas, para que puedan ser degradados en partículas suficientemente pequeñas a través de la hidrólisis y ocurra la difusión a través de la membrana celular, el mismo “pegamento” permite que la biopelículas se fije a los soportes (Boltz, La Motta, & Madrigal, 2006).

2.4.2 Sistemas de lechos fijos

El enfoque principal de esta tecnología es lograr la remoción y estabilización de la materia orgánica biodegradable en suspensión (Rincon, garcia, & tost, 2009). Las superficies de contactos desarrollan una película microbiana, y el agua residual fluye sobre la superficie del lecho en una estrecha capa que se encuentra en contacto con la biopelícula y con la atmósfera en los espacios intersticiales del lecho (FESTA, 2010).

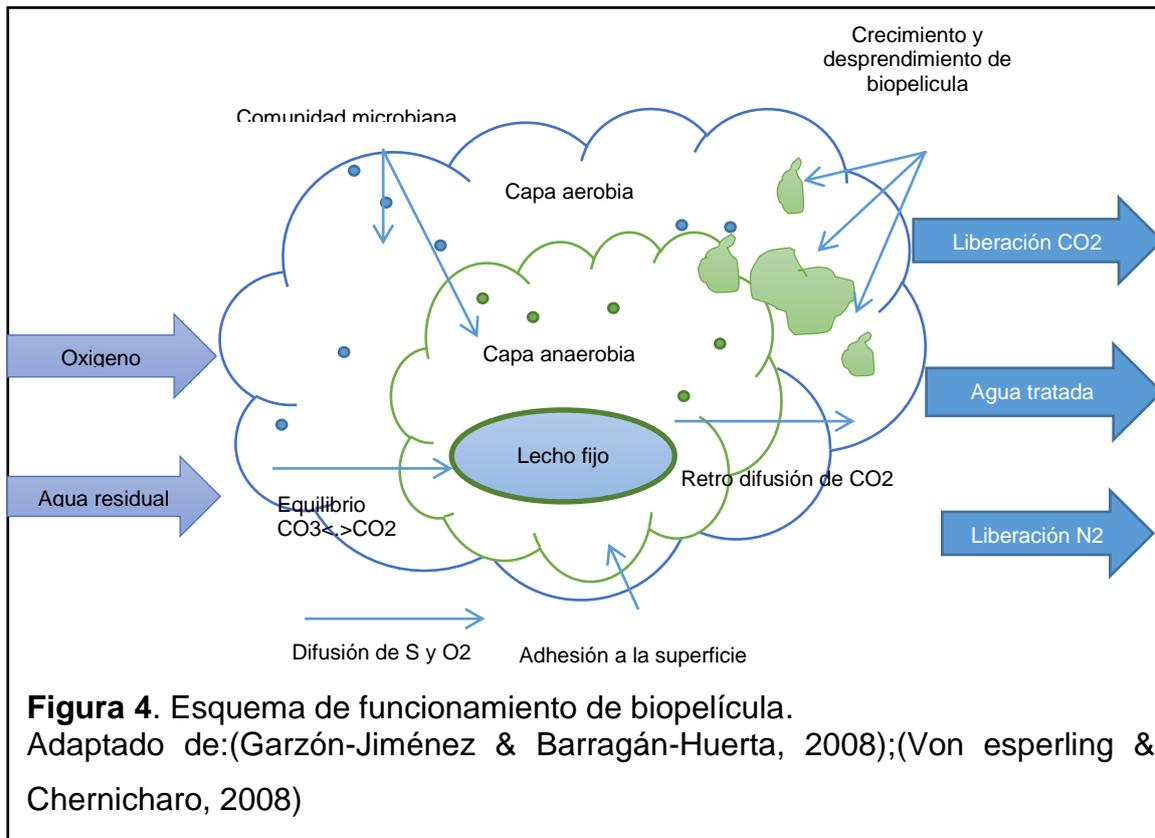
Los medios o lechos fijos, están diseñados de tal manera que este tenga una considerable área de contacto entre el agua residual y el aire, con el fin de

incrementar la absorción del oxígeno, con esto obtenemos una elevada actividad microbiana y un correcto desarrollo de la biopelícula, lo que acrecienta la transmisión de nutrientes y oxígeno a los microorganismos (Hidalgo & Encina, 2008). Los productos inocuos como por ejemplo dióxido de carbono y agua, como resultado de la oxidación de los contaminantes es una característica relevante de los bioprocesos, además de su eficiencia, son relativamente barato y tienen buena estabilidad de funcionamiento (Sabliy, Kuzminskiy, Gvozdyak, & Lagód, 2009)

El grado de filtración se puede ver afectados por la naturaleza de los medios de filtro y el tamaño de grano (De Vargas, 2008). Una alta superficie y la porosidad del filtro dan como resultado un adecuado proceso de adsorción que es un requisito previo para la eliminación de compuestos orgánicos (Vedder & Fischer, 2011).

Existen una amplia gama de diferentes medios de filtro disponibles y permite aplicaciones muy diferentes. Aparte de cal y piedra pómez y material a base de carbono como antracita natural, productos elaborados de petróleo como los plásticos (DVGW, 2005)

2.4.3 Biopelícula



La comunidad microbiana en los filtros percoladores es muy variada, ya que esta contiene bacterias facultativas, bacterias aerobias, bacterias anaerobias, protozoos, algas y hongos y en lo que respecta a biofiltros percoladores las bacterias generalmente encontradas en este sistema de tratamiento son *Achromobacter*, *Flavobacterium*. Así como, se pueden encontrar bacterias nitrificantes en aguas con bajas cargas contaminantes, y con elevada carga contaminante encontramos bacterias heterótrofas las cuales contienen con las bacterias nitrificantes desalojándolas (Metcalf & Eddy, 2014).

Las biopelículas son agrupaciones microbianas complejas compuestas de bacterias y hongos (Chaudhary et al., 2003). Los microorganismos se encargan de sintetizar y secretan una enzima protectora que adhiere sólidamente la biopelícula a una superficie porosa bien sea esta biótica o abiótica (Philips, Wolcott, & Schultz, 2010).

Las biopelículas son asociaciones diversas y dinámicas . Pueden estar constituidas por tanto por una especie bacteriana o un hongo, aunque generalmente se encuentran constituidas por una diversidad de distintas especies (Cui et al., 2012). Una biopelícula se puede definir como una agrupación de bacterias alojadas en un superficie porosa densa y viscosa compuesta de nutrientes, proteínas y azúcares. (Jansen, 2014).

3. METODOLOGÍA

A continuación se presenta un esquema de contenidos de la metodología empleada para el progreso y cumplimiento de los objetivos planteados.

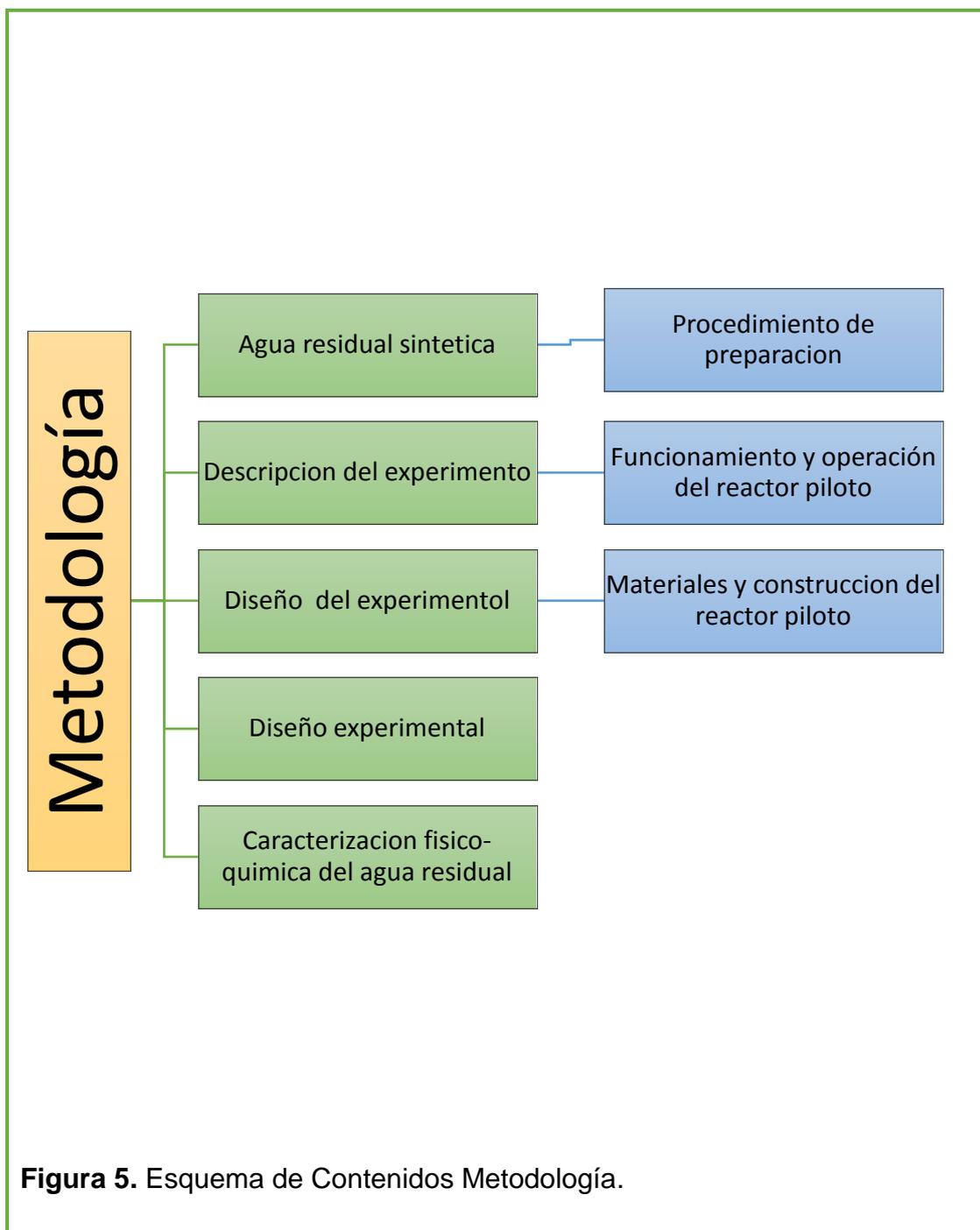


Figura 5. Esquema de Contenidos Metodología.

3.1 Agua Residual Sintética

Basándonos en la composición del ARD en requisitos de proteínas, carbohidratos y lípidos y en las características típicas de estas aguas residuales como se muestra en la tabla 1, se formuló un agua residual sintética tomando en cuenta fórmulas establecidas en artículos científicos como se muestra en el anexo 1, y realizándose algunas modificaciones que permitieran garantizar concentraciones dentro de los rangos de parámetros químicos, físicos y biológicos encontrados en estas aguas.

De la fórmula de agua sintética establecida se realizaron réplicas con variaciones en sus componentes, siempre teniendo en cuenta la cantidad necesaria de proteínas, carbohidratos y lípidos, como se muestra en Anexo 2, además se realizó la medición de parámetros físico-químico de cada réplica, esto con el fin de determinar la fórmula con los mejores resultados.

Tomando en cuenta los resultados de parámetros de diseño se determinó que el volumen necesario para el funcionamiento del sistema experimental era de 36 litros de agua residual sintética, por lo cual se procedió a la conversión de las cantidades de la fórmula elegida para los 36 litros necesarios como se muestra en la tabla 2.

Tabla 2. Conversión de las cantidades del agua residual sintética

Receta para 1 litro	Cantidades(g/l)	Receta para 36 litros	Cantidades(g/l)
Almidón	0.1000	Almidón	3.6
Leche en polvo	0.2000	Leche en polvo	7.2
(NH₄)₂SO₄	0.0744	(NH ₄) ₂ SO ₄	2.6712
KH₂O₄	0.044	KH ₂ O ₄	1.6005
Gelatina	0.0342	Gelatina	1.224
Mg SO₄	0.0033	Mg SO ₄	0.108
Bicarbonato	0.1504	Bicarbonato	5.4015
Jabón	0.0030	Jabón	0.108
Azúcar	0.171	Azúcar	6.156

3.2 Diseño Experimental

Según (Gutiérrez y Román, 2008, pp. 62 - 64) el diseño completamente aleatorio y ANOVA se emplean para contrastar dos o más tratamientos, ya que exclusivamente se consideran dos fuentes de variabilidad: los tratamientos y el error aleatorio. Es por esta razón que se ha establecido una comparación de los tratamientos propuestos, a través de este diseño experimental, cuya variable de interés radica en la remoción de contaminantes en cada tratamiento.

En el presente trabajo se utilizó Excel y Minitab 17 para la elaboración de cálculos, tablas, diagramas y comparaciones.

3.3 Diseño del experimento

Caudal de Diseño

El proyecto experimental se diseñó con el fin de comparar las eficiencias de tratamiento en cada reactor, y el caudal inicial es de suma importancia para obtener un desempeño idóneo del tratamiento. Se efectuó una prueba con 4 caudales diferentes, los cuales fueron: 100 ml/min, 70 ml/min, 50 ml/min, y 25 ml/min, para poder establecer el caudal de entrada. La metodología radicó en hacer fluir cada caudal por los 3 tipos de tratamientos, los cuales se componían de soportes fijos con formación de biopelícula y constatar si hubo pérdida de biopelícula por el efecto de lavado mediante el parámetro de turbidez

El diseño del filtro percolador lento experimental se determinó basándose en los parámetros de diseños establecidos por (Tchobanoglous, 2014) los cuales se detallan a continuación:

Cálculo de la DBO₅ de ingreso al lecho

Para el cálculo de DBO₅ se estima que el DBO₅ inicial es de 300 mg/L y del afluyente es de 40 mg/l.

% de Remoción (%R)

$$\%R = \left(\frac{DBO5\ afluyente - DBO5\ efluyente}{DBO5\ afluyente} \right) * 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$\%R = \left(\frac{308 - 40}{308} \right) * 100$$

$$\%R = 87.01$$

Con este valor de eficiencia de remoción esperada se puede determinar la razón de recirculación (r).

DBO5 de recirculación (SI)

$$SI = \frac{DBO5 \text{ efluente} * 100}{100 - \%R} \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$SI = \frac{40 * 100}{100 - 87.01}$$

$$SI = \frac{4000}{13.0}$$

$$SI = 307.69 \text{ mg O}_2/\text{L}$$

Razón de recirculación(r)

$$r = \frac{DBO5 \text{ afluente} - SI}{SI - DBO5 \text{ efluente}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

$$r = \frac{308 - 307.69}{307.69 - 40}$$

$$r = 0.0011$$

La razón de recirculación significa que para lograr la DBO de salida (efluente) deseada no se requiere recirculación.

Gasto de recirculación (m³ /d) → Qr

$$Qr = Q0 \times fr \quad (\text{Ecuación 4})$$

$$Qr = 0.0037 \times 0.17$$

$$Qr = 0.000629 \text{ m}^3/\text{d}$$

fr: factor de recirculación que se determina como:

$$fr = \frac{1+r}{(1+0.1xr)^2} \quad (\text{Ecuación 5})$$

$$fr = \frac{1.0011}{1.0002}$$

$$fr = 1.0008$$

Volumen de los estratos

El volumen de la empaquetadura de un filtro percolador puede calcularse según,

$$v = \left[\frac{0,443E}{100-E} \right]^2 \frac{W}{F} \quad \text{(Ecuación 6)}$$

$$v = \left[\frac{0,443 * 87.01}{100 - 87.01} \right]^2 \frac{0.000603}{1.013}$$

$$v = 0.00523 \text{ m}^3$$

Donde V: volumen m³

Carga de DBO₅ (W)

E: eficiencia de depuración

% F: factor asociado a la recirculación

$$F = \frac{1+R}{\left(1+\frac{R}{10}\right)^2} \quad \text{(Ecuación 7)}$$

$$F = 1.013$$

$$R = \frac{Q_r}{Q_0}$$

$$R = 0.017$$

W = Q1 * DBO efluente

$$W = 0.000629 \text{ m}^3/\text{d} * 0.04 \text{ kg/m}^3 * 24 \text{ d}$$

$$W = 0.000603 \text{ kg/d}$$

Cálculo del área (m²)

$$A = \frac{v}{h} \quad \text{(Ecuación 8)}$$

$$A = \frac{0.00523}{1.95}$$

$$A = 0.00871 \text{ m}^2$$

$$A = \frac{\pi * D^2}{4}$$

(Ecuación 9)

$$D = \sqrt{\frac{4 * A}{\pi}}$$

$$D = 0.11 \text{ m}$$

Carga orgánica del filtro (kg DBO₅/m³ d) → Bv

$$Bv = \frac{SI \times Qt \times 10^{-3}}{V} \quad \text{(Ecuación 10)}$$

$$Bv = \frac{307.69 \times 0.000629 \times 10^{-3}}{0.00523}$$

$$Bv = 0.0370 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$$

Carga hidráulica (m³/m² d) → BA

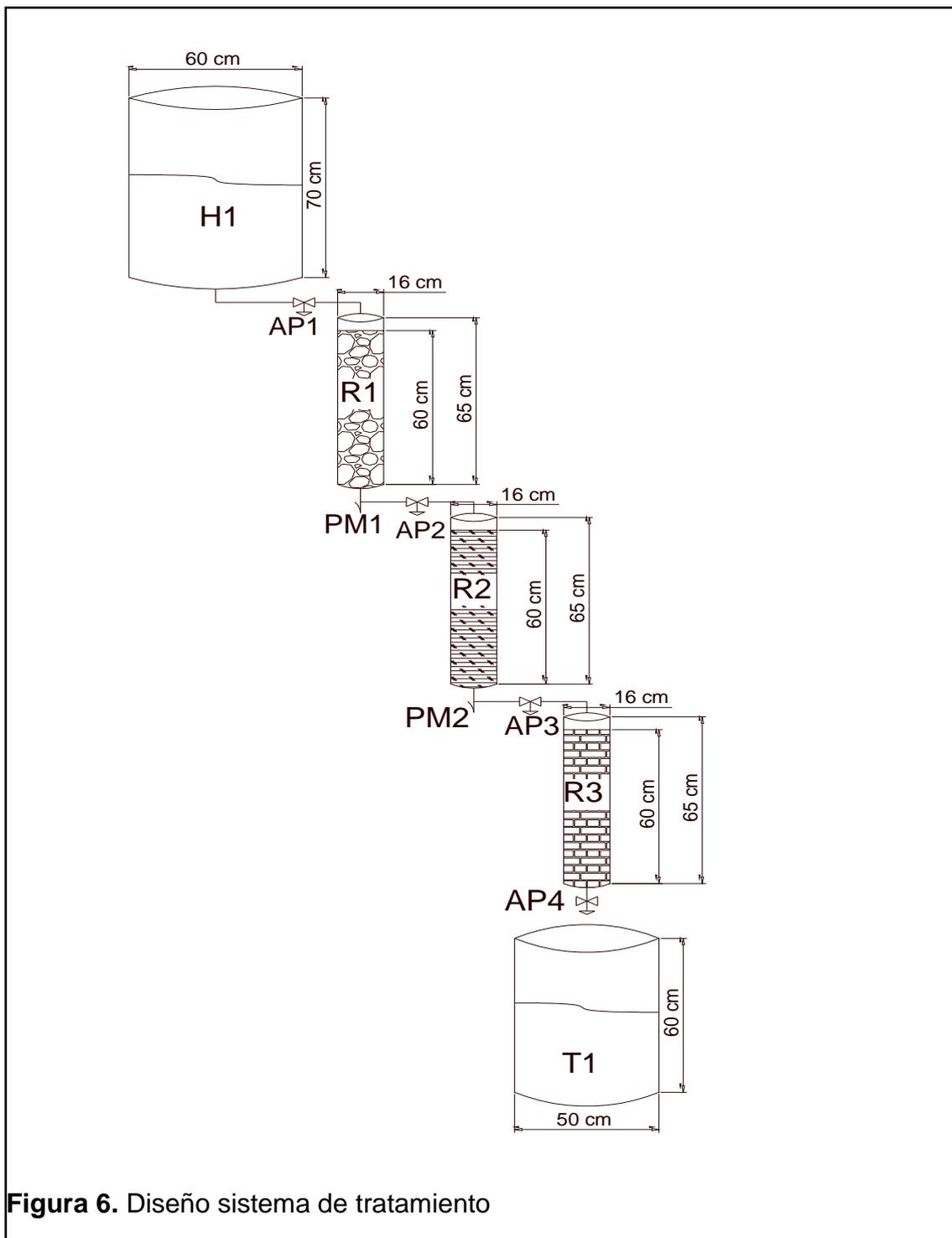
$$BA = \frac{Qt}{A} \quad \text{(Ecuación 11)}$$

$$BA = \frac{0.000629}{0.00871}$$

$$BA = 1.01 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ d}}$$

3.4 Descripción del Experimento

El proceso experimental consistió en la elaboración de 3 reactores (R1,R2 y R3) en los cuales se colocaron un tipo de lecho fijo en cada reactor, esto con el fin de determinar el mejor lecho fijo para el tratamiento de aguas residuales domésticas, además se encontraba constituido de un tanque homogenizador (H1) y un tanque de almacenamiento (T1), como se muestra en la figura 6 .



El sistema se lo ejecutó en un espacio físico establecido detrás del bloque 7, de la Universidad de Las Américas sede Queri, éste se encuentra conformado por 3 módulos experimentales, alimentados por el agua residual ubicada en el tanque homogeneizador y elaborados de tubo P.V.C de 15 mm de radio y 1/2

cm de espesor, los cuales tienen una altura de 65 cm. Cada uno de estos módulos experimentales se encuentra compuesto de diferentes lechos fijos
Tabla 3.

Tabla 3: Lechos fijos de los reactores experimentales.

Tanque N°	Lechos fijos(A)	Descripción	Observaciones
1	Piedra pómez	Piedra de origen volcánico, alta porosidad, elevada capacidad de retención de agua, Según un estudio realizado por (Jose López, 2012) en un filtro de piedra pómez la remoción de DBO5 es de un 82.62% y la DQO es de 84,32 .	El lecho fijo constituyo el 95% del reactor
2	Conchas(<i>Anadara tuberculosa</i>)	Tiene forma oblicuamente ovalada, contiene hendiduras pronunciadas y porosas. Según un estudio realizado por (Da silva, Lavander, De souza, & Cardozo, 2012) las conchas en el tratamiento de aguas obtienen niveles de reducción de amoníaco con la misma eficiencia otros filtros.	El lecho fijo constituyo el 95% del reactor
3	Teclados	Están compuestos generalmente de plástico	El lecho fijo constituyo el

		(Policarbonato), Según un estudio realizado por (Richard & Stequist, 2012) los filtros biológicos con soportes fijos de plástico alcanzan una eficiencia de remoción del 85- 95%.	95% del reactor
--	--	---	-----------------

Adaptado de:(Abanto, 2013); (Quiminet, 2011)

NOTA: Porcentaje basado en una estratificación total de 65 cm.

Debido a las características de los lechos fijos usados como se muestra en la figura 7, se espera determinar la capacidad de remoción de carga orgánica en el tratamiento de las aguas residuales. La piedra pómez tiene una gran superficie porosa, basándonos en esta característica, se espera que en esta superficie porosa los microorganismos crezcan y se forme la biopelícula. Los teclados de computadoras fueron usados por la necesidad de emplear un lecho que es considerado como residuo, al cual no se le ha encontrado un uso específico. Las conchas fueron consideradas basándose en su composición física, ya que contienen surcos que son ideales para el desarrollo de la biopelícula y crecimiento microbiano.



Figura 7. Lechos fijos utilizados

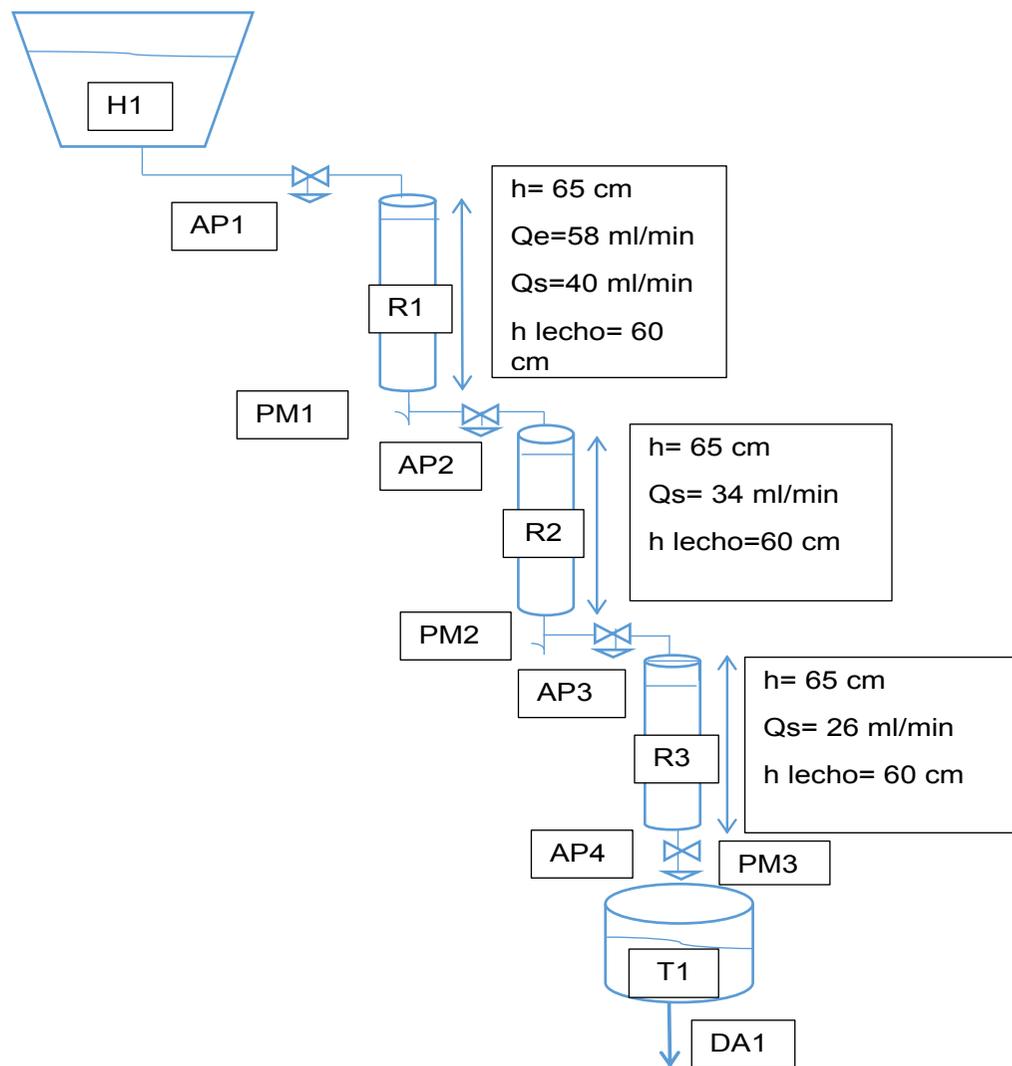
El sistema experimental se desarrolló en un periodo de 14 semanas, de las cuales al inicio se empleó un periodo de 2 semanas, como etapa de adaptación, periodo establecido de acuerdo a un estudio realizado por (Nazar, 2007), esta etapa es necesaria para que los microorganismos se desarrollen y se adapten a las condiciones climáticas, carga orgánica y al medio de soporte, a las que serán sometidos los microorganismos en el sistema de tratamiento.; posterior a dicha etapa se realizó la recolección de datos de parámetros físicos como: pH, conductividad, turbidez y salinidad. Se ejecutó un monitoreo diario del sistema de tratamiento, con la finalidad de determinar su correcto funcionamiento. La toma de muestras se la efectuó cada día en vasos de precipitación de 150 ml a la entrada del sistema y a la salida de cada reactor. La caracterización de los parámetros físicos y químicos se los realizó en el laboratorio de la Sede Queri de la Universidad de Las Américas.

La alimentación de sistema durante las 11 semanas del experimento se la efectuó adicionando agua residual sintética tipo domestica cada 5 días.

3.4.1 Funcionamiento y operación del reactor piloto

El funcionamiento de sistema experimental consistió en elaborar los 36 litros de agua residual, posteriormente se realizó su disposición en el tanque homogenizador (H1). Se procedió a cerrar todas las válvulas y llaves de los puntos de muestreo de los reactores (PM1, PM2, PM3), y se abrió un 15% de la llave de paso ubicada a la salida del tanque.

El agua residual recorrió el sistema experimental ingresando en el primer reactor de lecho fijo (R1), que se encuentra constituido por piedra pómez, luego pasa al segundo reactor (R2), que está constituido por el caparazón de la concha (*Anadara tuberculosa*) y por la tercer reactor (R3) constituidos por teclas procedentes de teclados de computadoras. Cada uno de estos lechos se encontraba compuesto de microorganismos, esto debido al proceso de adaptación y acondicionamiento al que fueron sometidos. El agua que sale del reactor 3 es considerada el agua tratada, la cual es depositada en un tanque de almacenamiento y luego es descargada hacia el alcantarillado como se muestra en la figura 8.



- AP1= Llave de presión
- AP2= Llave de presión
- AP3= Llave de presión
- AP4= Llave de presión
- AP4= Llave de presión
- AP5= Llave de presión
- R1= Reactor de lecho fijo (piedra pómez)
- R2= Reactor de lecho fijo (conchas)
- R3= Reactor lecho fijo (teclas de teclados)
- PM1= Punto de muestreo
- PM2= Punto de muestreo
- PM3= Punto de muestreo
- H1= Homogenizador
- T1= Tanque de almacenamiento
- DA1= Descarga efluente hacia el alcantarillado

Figura 8. Diagrama de sistema de biofiltración empleado.

3.4.2 Materiales y construcción

Para la construcción del reactor piloto, se consideraron los parámetros de diseños establecidos y se procedió a la identificación y búsqueda de materiales necesarios para la elaboración de la planta piloto, los materiales establecidos se encuentran en el Anexo 4.

Una vez seleccionado los materiales necesarios y determinando algunos parámetros y variables de diseño se procedió a la construcción, y posteriormente su prueba para constatar de que todo el sistema funcione como se observa en la figura 9.



Figura 9. Monitoreo y construcción de la planta piloto.

3.5 Caracterización físico-química del agua residual

En el levantamiento de información para constituir la línea base y para visualizar el funcionamiento del tratamiento se realizó la toma de muestra en vasos de precipitación de 150 ml como se muestra en la figura 10, procediendo a su análisis físico-químico como se muestra en las tablas 9 y 10.

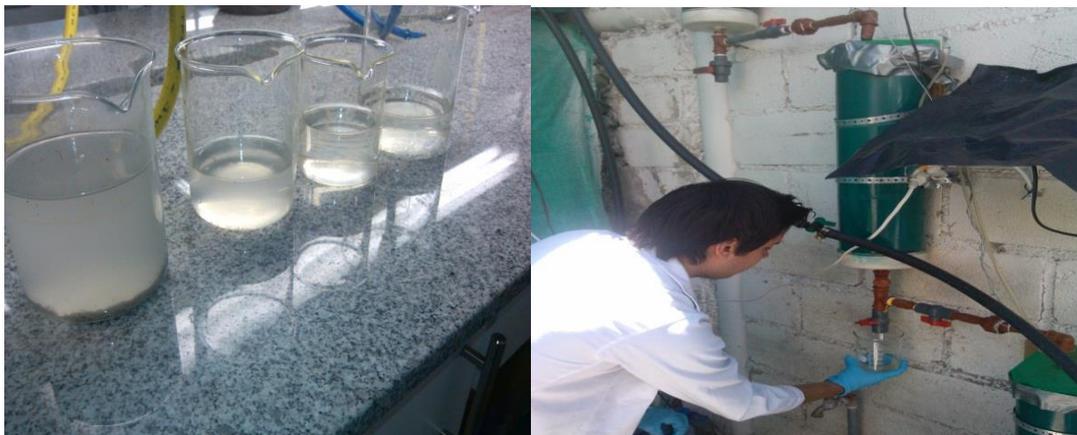


Figura 10. Toma de muestras de los reactores experimentales.

Se realizaron análisis físicos y químicos de 4 muestras, se consideró a el agua residual sin tratamiento tomada in-situ como muestra 1, la muestra 2 fue tomada in-situ del efluente después del tratamiento del reactor 1 compuesto de piedra pómez, la muestra 3 se tomó in-situ del efluente tratado del reactor 2 compuesto de (*Anadara tuberculosa*) o concha negra y la muestra 4 fue tomada in-situ del efluente tratado del reactor 3 compuesto de teclas provenientes de teclados de computadoras. Los parámetros a ser analizados fueron los de: DQO, DBO₅, turbidez, pH, conductividad, nitrógeno total, fosfatos y absorbancia. Estos análisis se los realizaron en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) de la facultad de ingeniería y ciencias agropecuarias de Universidad de Las Américas.

La toma de muestra se la realizó en las 11 semanas de tratamiento, realizando una réplica de cada reactor durante todos los días para los parámetros físicos y con respecto a los parámetros químicos se realizó una réplica de cada reactor cada 15 días.

3.5.1 Medición de pH mediante potenciómetro

Para la medición de pH la cual se realizó en el laboratorio, se usó el equipo de Hanna Instruments conocido como Multi-parámetro de sobremesa HI 2550

pH/ORP/°C/EC/TDS/NaCl. El medidor de pH utiliza un método de sonda potenciométrica que tiene un rango de medición de 2.0-16.0 de cuatro anillos, el cual se sumergió aproximadamente a 5 cm en un recipiente con la muestra, se esperó la estabilización de la medición para su posterior lectura (Figura 5) (HANNA Instruments, 2009)

3.5.2 Medición de Conductividad y salinidad

La medición de conductividad se empleó en el laboratorio, se midió introduciendo la sonda de conductividad en la muestra, esta sonda cuenta con 4 anillos, para que la medición sea correcta la muestra de agua debe estar sobre los pequeños anillos que se encuentran en la sonda, para medir la salinidad se cambió el parámetro en el equipo, el rango de conductividad y salinidad se puede evidenciar en la tabla (HANNA Instruments, 2009) .

3.5.3 Medición de turbiedad mediante fotometría

Para la medición de turbidez se usó el equipo *HI 88713-ISO-TURBIDIMETER Hanna*, el principio de funcionamiento del equipo consiste en un detector de fotocélula elaborado de silicio, el cual tiene una propiedad óptica, la cual se constituye de un LED de infrarrojos, un detector de luz dispersada (900) y un detector de luz transmitida (1800) que hace que la luz sea dispersada y absorbida, en vez de ser transmitida (HANNA Instruments, 2013).

Además se realizó la medición de turbidez mediante el equipo NANOCOLOR® Uv/Us II, el cual es capaz de determinar la medición de turbidez nefelométrica de una muestra por difusión de luz a un ángulo de 90°.

3.5.4 Medición de demanda biológica de oxígeno (DBO₅) mediante presión negativa

Tabla 4. Rango de medición de DBO₅

volumen de muestra en (ml)	la rango de medida en (mg/l)	Factor
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43.5	0-2000	50
22.7	0-4000	100

La medición de DBO₅ con el equipo *Oxitop IS 6*, radicó en determinar el volumen de muestra basándonos en la tabla de rango de medición y en colocar el volumen de la muestra correspondiente en las botellas de vidrio ámbar del equipo *Oxitop IS 6*. En los capuchones se ubicaron, dos pastillas de NaOH, luego se colocó de 4 gotas de solución inhibidora de nitrificación, para la posterior colocación de los cabezales de *OxiTop* en cada botella y se procedió a encerrar los cabezales, para su posterior colocación en la incubadora.

3.5.5 Medición de fósforo mediante fotometría

Se utilizó el kit de reactivos NANOCOLOR® orto Fosfato y Fosfato total 45, Test O-55, el procedimiento para el análisis de este parámetro consistió en abrir el tubo de test y añadir 200 µL (= 0,2 mL) de solución de muestra y 1 NANOFIX Fosfato total R2 proceder a enroscar bien el tapón del tubo de test, agitarlo, introducirlo en el bloque calefactor y ponerlo en funcionamiento. Al cabo de 30 min a 120 °C, extraer el tubo de test del calefactor y enfriar a temperatura ambiente. Añadir 1 NANOFIX Fosfato total R3 y 200 µL (= 0,2 mL) Fosfato total R4, mezclar. Limpiar el tubo de test por la parte exterior y medir después de 10 min(MACHEREY-NAGEL, n.d.-c).

3.5.6 Medición de nitrógeno mediante fotometría

El análisis de este parámetro se lo realizó empleando el kit de reactivos NANOCOLOR® Nitrógeno total TNb 22, Test 0-83, el análisis de este parámetro se basó en 2 procedimientos, el primero conocido como (bulto A) consistió en la colocación de 5.0 ml de solución de muestra y una cuchara rasa de naranja de reactivo de descomposición NANOx N, y se procedió agitar bien para mezclar el reactivo con la muestra, posteriormente se puso el tubo en el calefactor durante 30 minutos a 120 °C, una vez cumplido el tiempo se sacó el tubo test y se dejó enfriar a temperatura ambiente, luego se ubicó una cuchara rasa de negra de reactivo de compensación NanOx N, se cerró y se agitó, para el procedimiento conocido como (bulto B) se abrió un tubo de test de nitrógeno total y se añadió 0.5 ml de la muestra resultante del procedimiento A y 0.5 ml de R2 se volvió repetitivamente para mezclar, se limpió el tubo y se procedió a medir en el fotómetro NANOCOLOR ® 500D(MACHEREY-NAGEL, n.d.-b) .

3.5.7 Medición de demanda química de oxígeno DQO mediante fotometría

Para el análisis de este parámetro se empleó el kit de reactivos NANOCOLOR® DQO 1500, Test 0-29, el análisis de este parámetro consistió en un DQO rápido a 160 °C, que se basa en colocar 2,0 ml de solución de muestra en el tubo del test, agitarlo y colocarlo en el calefactor durante 30 minutos a 160 °C, después se sacó el tubo de test del calefactor , se dejó enfriar en temperatura ambiente y posteriormente se procedió a limpiar el tubo test para la posterior medición del fotómetro NANOCOLOR ® 500D, además para realizar la medición de DQO se empleó el equipo espectrofotómetro NANOCOLOR® Uv/Us II (MACHEREY-NAGEL, n.d.-a).

3.5.8 Medición de Absorbancia mediante espectrofotometría

El análisis de este parámetro se empleó en los laboratorios de ingeniería ambiental de la UDLA, y se utilizó el equipo NANOCOLOR® Uv/Us II, el cual

es un espectrofotómetro usado para análisis de agua, el cual es capaz de evaluar tubos MACHEREY-NAGEL NANOCOLOR y test estándar. El equipo cuenta con una lámpara de halógeno y una lámpara de deuterio, este equipo cubre el rango de longitud de onda de 190-1100 nm. La luz de la lámpara respectiva es difractada a través de una abertura dentro de la ranura del instrumento y la cantidad de luz absorbida es calculada por la detección de la luz restante. Para la medición de este parámetro se realizó la medición la absorbancia de 3 muestra las cuales fueron: el agua ultra pura, agua contaminada y agua tratada esto con el fin de crear una gráfica para visualizar las variaciones de absorbancia de las muestras(MACHEREY-NAGEL, 2015).

4. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

A continuación se presenta el esquema de los resultados y análisis de resultados.

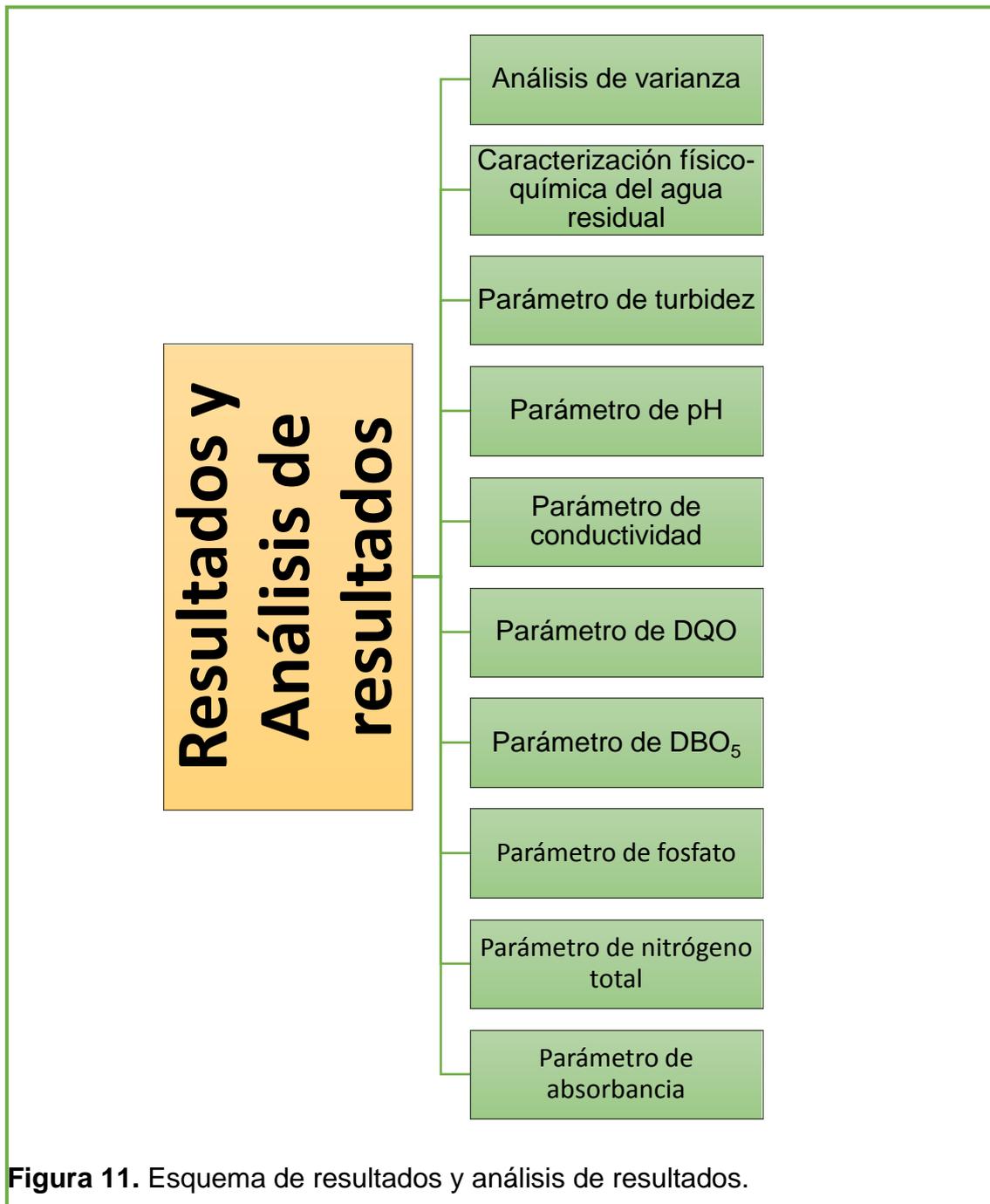


Figura 11. Esquema de resultados y análisis de resultados.

El análisis de resultados se lo realizó mediante un ANOVA usando el software minitab 17, el análisis de varianza permite comparar la hipótesis nula la cual indica que las medias de poblaciones (k) son iguales, con respecto a la hipótesis alterna que señala que al menos una de las poblaciones es diferente a las demás poblaciones en su valor esperado. Esta comparación es esencial para el análisis de resultados, en los cuales es de interés contrastar los resultados de los tratamientos (k) con respecto a la variable dependiente o de interés.

Para determinar el número de muestras necesarias para el proyecto experimental se utilizó la ecuación x. Suponiendo un valor Z de 1.96 correspondiente a una confiabilidad del 95%, a una desviación estándar semejante a 1 y un error igual al 9%, tomando en cuenta que el proceso experimental tuvo un periodo de duración de 63 días y en cada día se tomó una muestra de cada tanque.

$$n = \frac{N\sigma^2 Z_{\alpha/2}^2}{(N-1)e^2 + \sigma^2 Z_{\alpha/2}^2} \quad (\text{Ecuación 12})$$

$$n = 55$$

Dónde:

n= tamaño de muestra

σ = Desviación estándar

e= Error muestral

$Z_{\alpha/2}^2$ = Nivel de confianza

N=tamaño de la población.

Para realizar una comparación entre tratamientos existen diferentes métodos como LSD, TURKEY que se basan en las relaciones entre las medias de los

tratamientos por medio de la hipótesis general la cual se quiere comprobar y se muestra a continuación:

$$H_0 = \mu_i = \mu_j$$

$$H_1 = \mu_i \neq \mu_j \quad i \neq j$$

Pruebas entre tratamientos

Para un número de tratamiento expresado como K tratamientos se tiene un total de $K = \frac{k-1}{2}$ comparaciones de medias, en este caso en específico serían 3 diferentes comparaciones de las medias en los tratamientos.

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 \quad / \quad H_a: \mu_1 \neq \mu_2$$

$$H_0: \mu_1 = \mu_3 \quad / \quad H_a: \mu_1 \neq \mu_3$$

$$H_0: \mu_2 = \mu_3 \quad / \quad H_a: \mu_2 \neq \mu_3$$

Como se mencionó previamente uno de los métodos para comparación de medias estadísticas de los tratamientos es el LSD (**Diferencia mínima significativa**) este se encuentra definido por la ecuación:

$$|\bar{Y}_i - \bar{Y}_j| > t_{\alpha/2, N-K} \sqrt{\frac{2CM_E}{n}} = LSD \quad \text{(Ecuación 13)}$$

Dónde:

\bar{Y}_i = media muestral del i-ésimo valor

\bar{Y}_j = media muestral del j-ésimo valor

$t_{\alpha/2, N-K}$ = valor de la prueba T de student con N-k grados de libertad

N-K = grados de libertad del error del análisis de varianza

CM_E = cuadrado medio del error

n = número de muestras de cada tratamiento

$$t_{\alpha/2, N - K} \sqrt{\frac{2CM_E}{n}} = LSD \quad (\text{Ecuación 14})$$

$$(1,96) \sqrt{\frac{2(78,60854241)}{55}} = LSD$$

$$LSD = 3,3138$$

Con el valor resultante del método LSD se compara las diferentes medias de cada reactor y se determina si es significativo o no, como se muestra en la tabla 5.

Tabla 5. Comparaciones de medias muestrales con el método LSD

Diferencia Poblacional	Diferencial muestral	del valor absoluto	Decisión
$\mu_1 - \mu_2$	404,38	> 3,3138	SIGNIFICATIVA
$\mu_1 - \mu_3$	515,83	> 3,3138	SIGNIFICATIVA
$\mu_2 - \mu_3$	111,45	> 3,3138	SIGNIFICATIVA

Si el valor de las medias muestrales de cada reactor es mayor al resultado del método LSD se dice que es significativo y viceversa si es no significativo.

Otro método estadístico usado frecuentemente para la comparación de medias muestrales entre tratamientos es el método de Turkey, se encuentra definido por la siguiente ecuación:

$$T_{\alpha} = q_{\alpha}(k, N - k) \sqrt{\frac{CM_E}{n}} \quad (\text{Ecuación 15})$$

Dónde:

T_{α} = Modelo de prueba estadístico Turkey

q_{α} = punto porcentual de la distribución del rango de T-estudent con rangos de libertad del error del análisis de varianza

N-K = grados de libertad del error del análisis de varianza

CM_E = cuadrado medio del error

n = número de muestras de cada tratamiento

$$T_{\alpha} = (2,27) \sqrt{\frac{78,60854241}{55}} \quad (\text{Ecuación 16})$$

$$T_{\alpha} = 3,034131$$

Tabla 6. Comparaciones de medias muestrales con el método de Turkey.

Diferencia Poblacional	Diferencial muestral del valor absoluto		valor	Decisión
$\mu_1 - \mu_2$	404,38	>	3,03413144	SIGNIFICATIVA
$\mu_1 - \mu_3$	515,83	>	3,03413144	SIGNIFICATIVA
$\mu_2 - \mu_3$	111,45	>	3,03413144	SIGNIFICATIVA

Con el valor resultante del método LSD se compara las diferentes medias de cada reactor y se determina la significancia como muestra la tabla 6.

Luego de haber realizado los dos modelos estadísticos se obtuvieron los mismos resultados de significancia como muestra la tabla7, en la que podemos observar el resumen de las pruebas estadísticas.

Tabla 7. Comparación pruebas estadísticas.

Hipótesis de prueba	Métodos estadísticos	
	LSD	Turkey
Ho: $\mu_1 = \mu_2$ / Ha: $\mu_1 \neq \mu_2$	SIGNIFICATIVA	SIGNIFICATIVA
Ho: $\mu_1 = \mu_3$ / Ha: $\mu_1 \neq \mu_3$	SIGNIFICATIVA	SIGNIFICATIVA
Ho: $\mu_2 = \mu_3$ / Ha: $\mu_2 \neq \mu_3$	SIGNIFICATIVA	SIGNIFICATIVA

La tabla 7, muestra 2 métodos estadísticos, mediante los cuales se determinó que los 3 tratamientos son significativos, es decir los reactores realizan un tratamiento diferente, esto nos indica que tanto en el reactor 1, 2 y 3 se evidencia cambios en el parámetro de turbidez mostrándose una reducción del mismo.

4.1 Caracterización físico química del agua residual

En este segmento se muestran los resultados de la caracterización físico-química, con respecto a los 3 procesos de tratamientos. La caracterización físico-química se encuentra en función de los siguientes parámetros: pH, turbidez (NTU), conductividad ($\mu\text{S/cm}$), nitrógeno total (mg/L), fosfatos (mg/L), DQO (mg/L), y DBO_5 (mg/L).

En las tablas 8 y 9, se muestra un promedio de parámetros físicos y químicos de los 3 reactores tomando una réplica por día de cada tratamiento en las 9 semanas de duración de la parte experimental.

Tabla 8. Promedio de parámetros físicos de experimento.

Reactor	Parámetros	Agua residual	Día1	Día2	Día3	Día4	Día5
R1	TURBIDEZ (NTU)	214,36	31,3 2	20,8 2	15,9 3	5,80	3,87
R1	Ph	7,1	7,1	7,2	7,5	7,4	7,6
R1	CONDUCTIVDAD (µS/cm)	452,17	415, 27	391, 82	382, 05	378,0 9	381,45
R2	TURBIDEZ (NTU)	214,36	16,4	10,3	7,4	4,4	3,4
R2	pH	7,1	7,4	7,4	7,5	7,6	7,6
R2	CONDUCTIVDAD (µS/cm)	452,17	420, 4	409, 5	393, 3	388,6	384,6
R3	TURBIDEZ (NTU)	214,36	12,1 4	7,51	4,64	3,60	2,94
R3	pH	7,1	7,49	7,54	7,60	7,60	7,73
R3	CONDUCTIVDAD (µS/cm)	452,17	403, 24	384, 51	374, 88	376,0 0	370,58

En la tabla 9, se muestra el promedio en los 3 reactores de tratamientos de los parámetros físicos monitoreados durante el periodo experimental.

Tabla 9. Parámetros químicos del experimento

PARÁMETROS	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	NITRÓGENO (mg/l)	FOSFATOS (mg/l)
Agua Residual	550	306,375	1,8	19,75
Reactor 1	127	51	0,7	13,57
Reactor 2	88	39,6	0,48	10,88
Reactor 3	58.8	18	0,96	9,11

En la tabla 9, se muestra el promedio en los 3 reactores de tratamientos de los parámetros químicos monitoreados durante el periodo experimental.

En esta sección se muestra el análisis de la caracterización físico-química. Los parámetros a ser analizados se seleccionaron en base a la norma de calidad ambiental y descargas de efluentes, del recurso agua establecido en el Texto Unificado de la legislación Secundaria (TULSMA) en el libro VI, anexo 1. Los parámetros fueron: Turbidez (NTU), potencial hidrógeno (pH), nitrógeno total (mg/l), fosfatos (mg/l), demanda química de oxígeno (DQO) (mg/l), y demanda biológica de oxígeno (DBO₅) (mg/l).

A continuación se presenta el análisis individual para cada parámetro en función del mejor tratamiento obtenido a escala piloto en el filtro biológico.

4.1.1 Parámetro de turbidez

Para el parámetro de turbidez se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo.

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_A = \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 10. ANOVA para el parámetro de turbidez de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	de	Suma de los cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento		2678,90	2	1339,45	17,04	3,05
Error		12734,58	162	78,60		
Total		15413,48	164			

En la tabla 10, se evidencia que el valor F_0 es mayor a F , lo cual indica que la hipótesis nula se rechaza, por lo tanto al menos uno de los tratamientos es diferente en referencia al tratamiento del parámetro turbidez.

El agua residual doméstica contiene materias y sustancias contenidas dentro de su composición que incrementan su turbidez, como: sustancias coloidales y sustancias solubles, tales como la urea, los detergentes, las sales (OMS, 2012), como se muestra en la figura 12.



Figura 12. Agua residual doméstica.

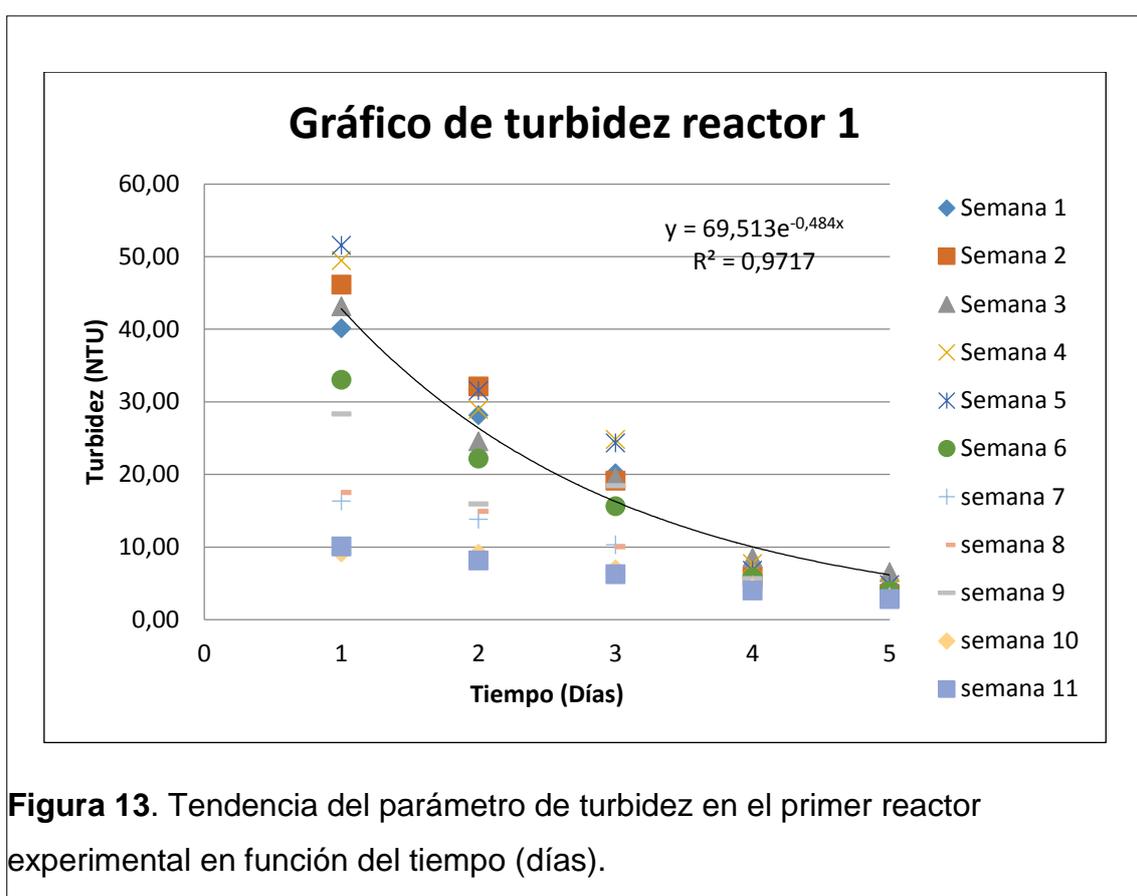
El porcentaje de remoción de cada reactor se la determinó usando la ecuación 17, en la cual se hace una relación entre los valores iniciales y finales. La ecuación se encuentra definida a continuación:

$$\%Remoción = \frac{C_{afuente} - C_{efluente}}{C_{afuente}} * 100 \quad (\text{Ecuación 17})$$

Tabla 11. Porcentaje de remoción de turbidez en el tratamiento

Reactor	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5
1	85,39 %	90,29 %	92,57%	97,30%	98,20%
2	47,50 %	67,07 %	76,26%	86,04%	89,30%
3	26,19 %	54,34 %	71,78%	78,09%	82,10%

En la tabla 11, se muestra el porcentaje de remoción del parámetro turbidez de cada uno de los reactores experimentales en un periodo de tiempo de 5 días.



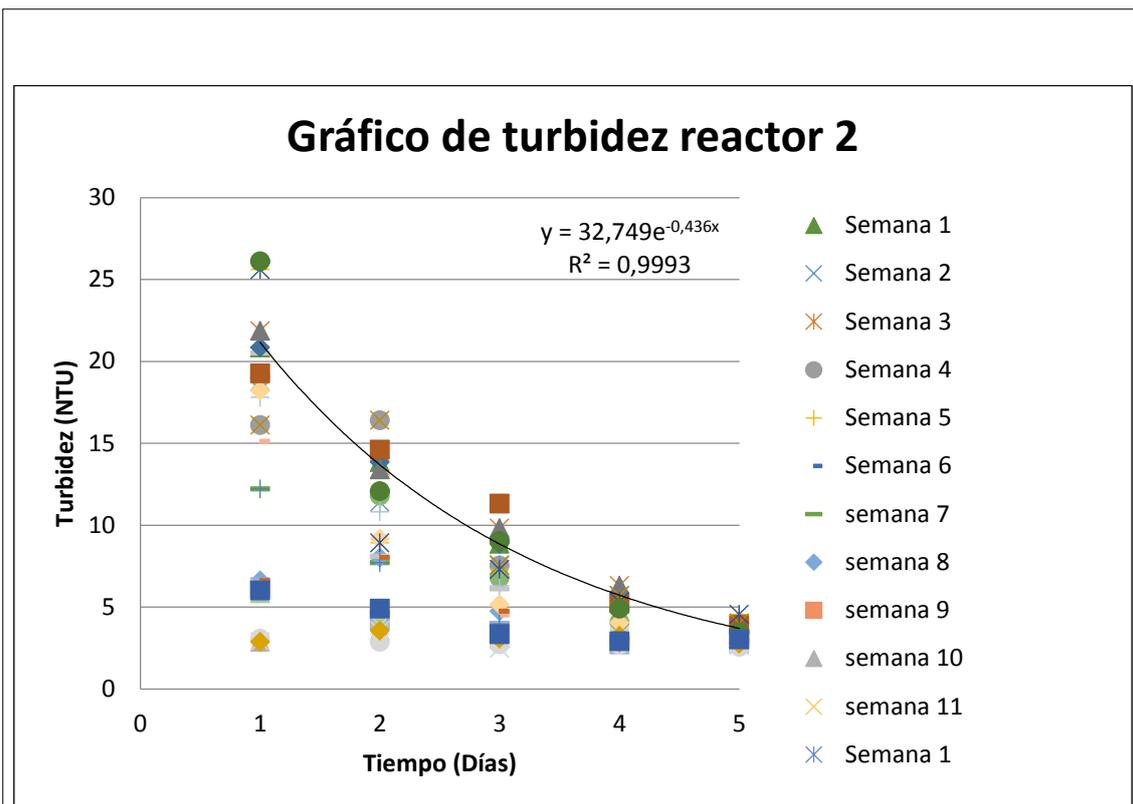


Figura 14. Tendencia del parámetro turbidez en el segundo reactor experimental en función del tiempo (días)

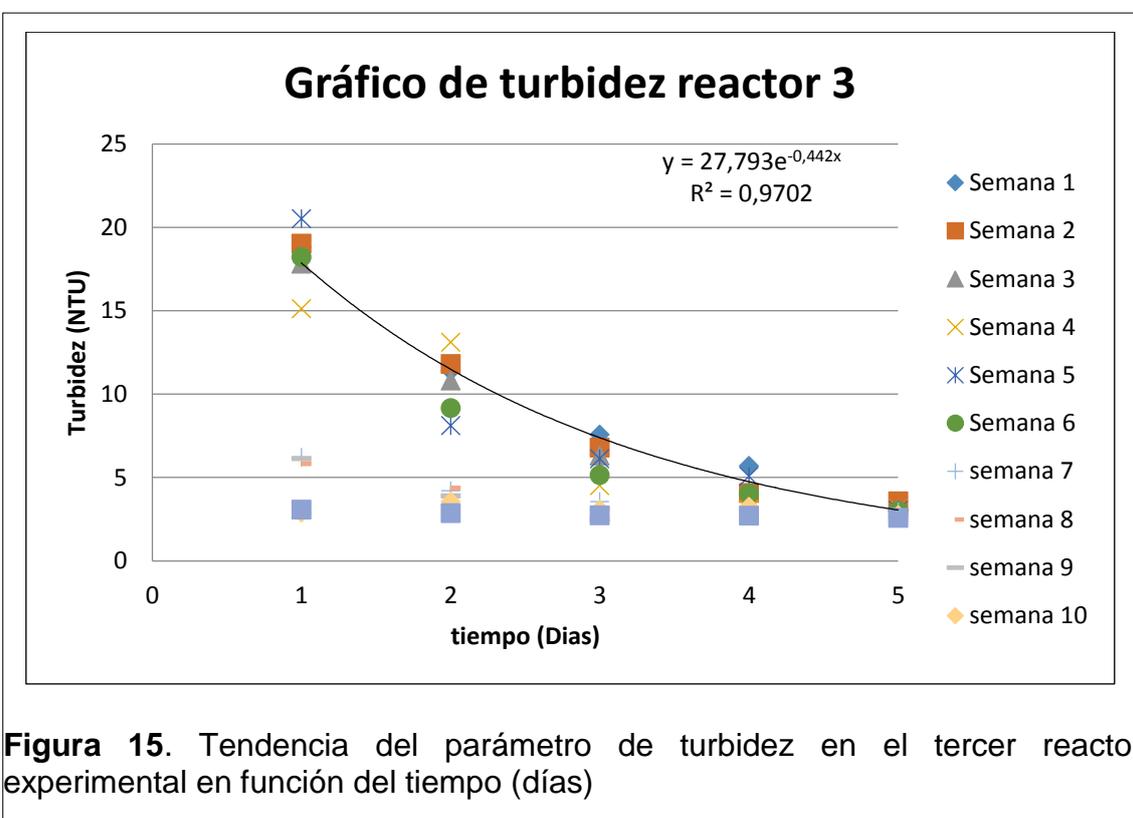


Figura 15. Tendencia del parámetro de turbidez en el tercer reactor experimental en función del tiempo (días)

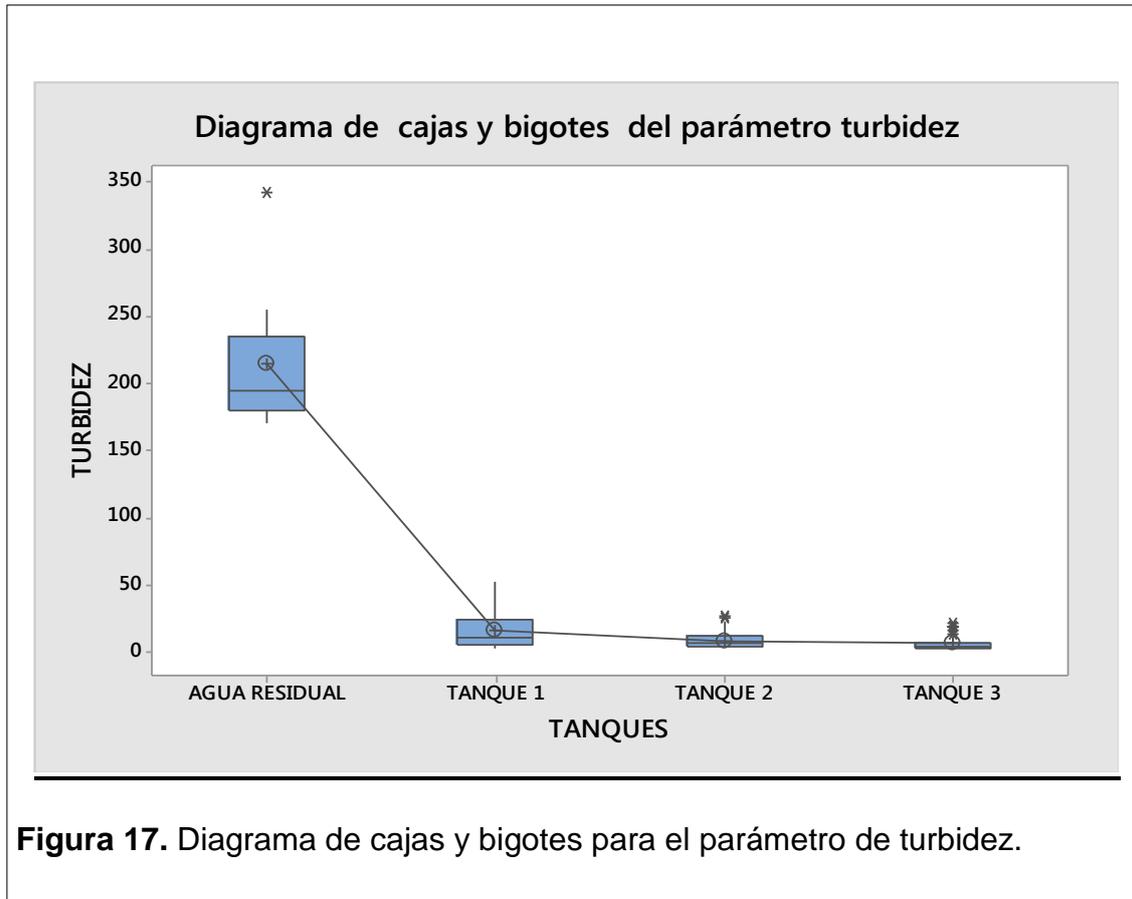
En las figuras 13, 14 y 15, se muestran los resultados del muestreo del parámetro turbidez de los tres reactores de tratamiento mediante un gráfico de tendencia, el cual tuvo un periodo de duración de 11 semanas de tratamiento.

En las figuras se observa que los 3 tratamientos tienen una disposición de decrecimiento en la remoción de turbidez, sin embargo observando la tabla x en el reactor 1 se evidencia un decrecimiento de turbidez considerable llegando a alcanzar un porcentaje de remoción de turbidez del 85.3% en el primer día de tratamiento y del 98.2% en el día 5 de tratamiento. Según autores como (Ramírez, 2012) y (Córdova, 2013), la remoción promedio de turbidez en filtros percoladores oscila entre el 50 y el 92%. En base a dicha referencia, se puede discutir que la remoción alcanzada por el sistema experimental implantado se encuentra dentro del rango establecido por estudios similares como se muestra en la figura 16.



Figura 16. Muestras del sistema de biofiltración para comparación de turbidez.

La reducción de la turbidez, puede deberse a la correcta formación de la biopelícula, corroborando lo mencionado por (Cánepa, 2010) que indica que las bacterias que constituyen la biopelícula contribuyen a la oxidación de la materia orgánica y, por ende al descenso de la turbidez del afluente.



En la figura 17, se muestra el diagrama de cajas y bigotes en el cual podemos realizar una comparación entre los reactores y visualizar el comportamiento con referencia al tratamiento del parámetro de turbidez, la mayor remoción de turbidez se evidencia en el reactor 1 alcanzando un porcentaje de remoción del 85,35% en el primer día de tratamiento como se mencionó anteriormente, mientras que en reactor 2 y 3 existió una disminución de turbidez, pero no es tan significativa debido que la remoción de turbidez en el primer día fueron 47,50% y 26,19% en estos reactores respectivamente.

4.1.2 Parámetro de pH

Basándonos en los datos recolectados para el parámetro de pH se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo estadístico.

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_A = \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 12. ANOVA para el parámetro de pH de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	Suma de los cuadrados	de libertad	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento	1.66	2		0.83	15.32	3.05
Error	8.80	162		0.05		
Total	10.47	164				

En la tabla 12, se evidencia que el valor Fo es mayor a F (valor crítico), lo cual indica que la hipótesis nula se rechaza, por lo tanto al menos uno de los tratamientos es diferente en referencia al tratamiento del parámetro pH.

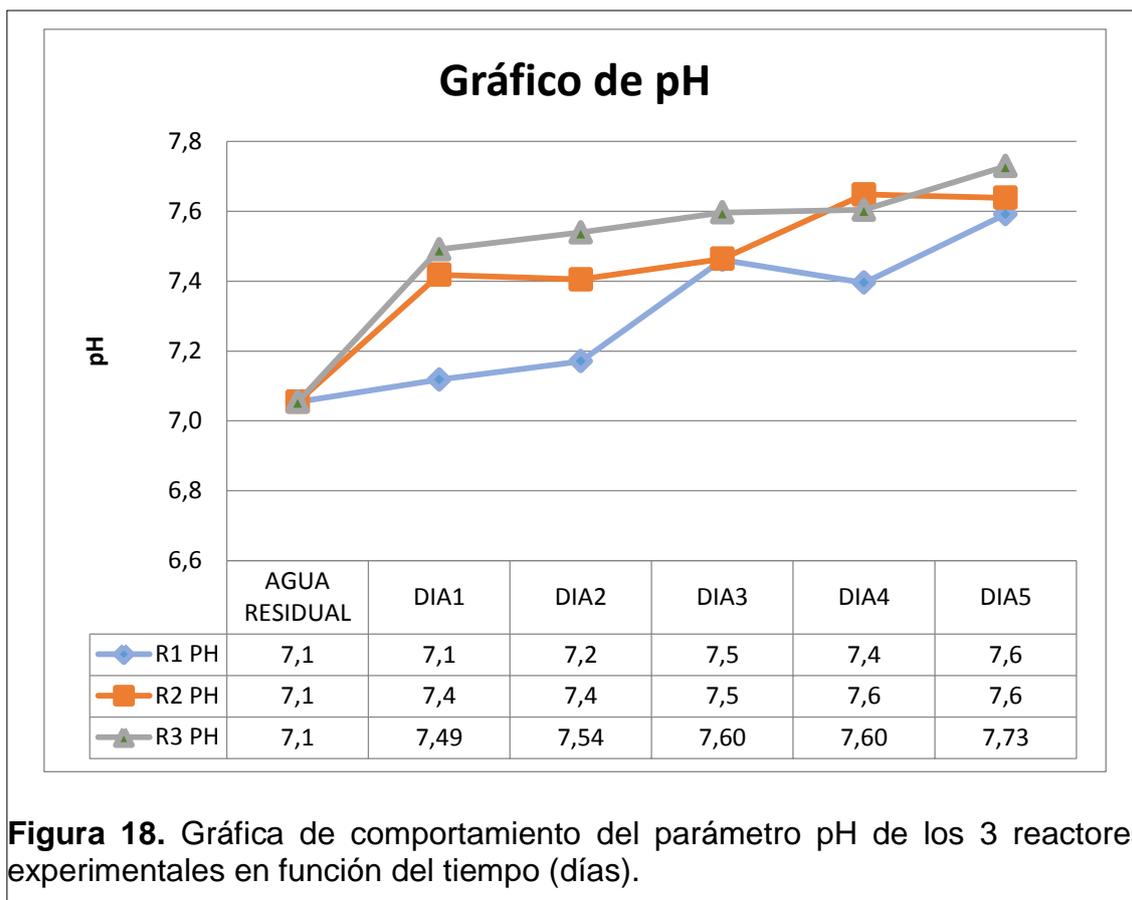
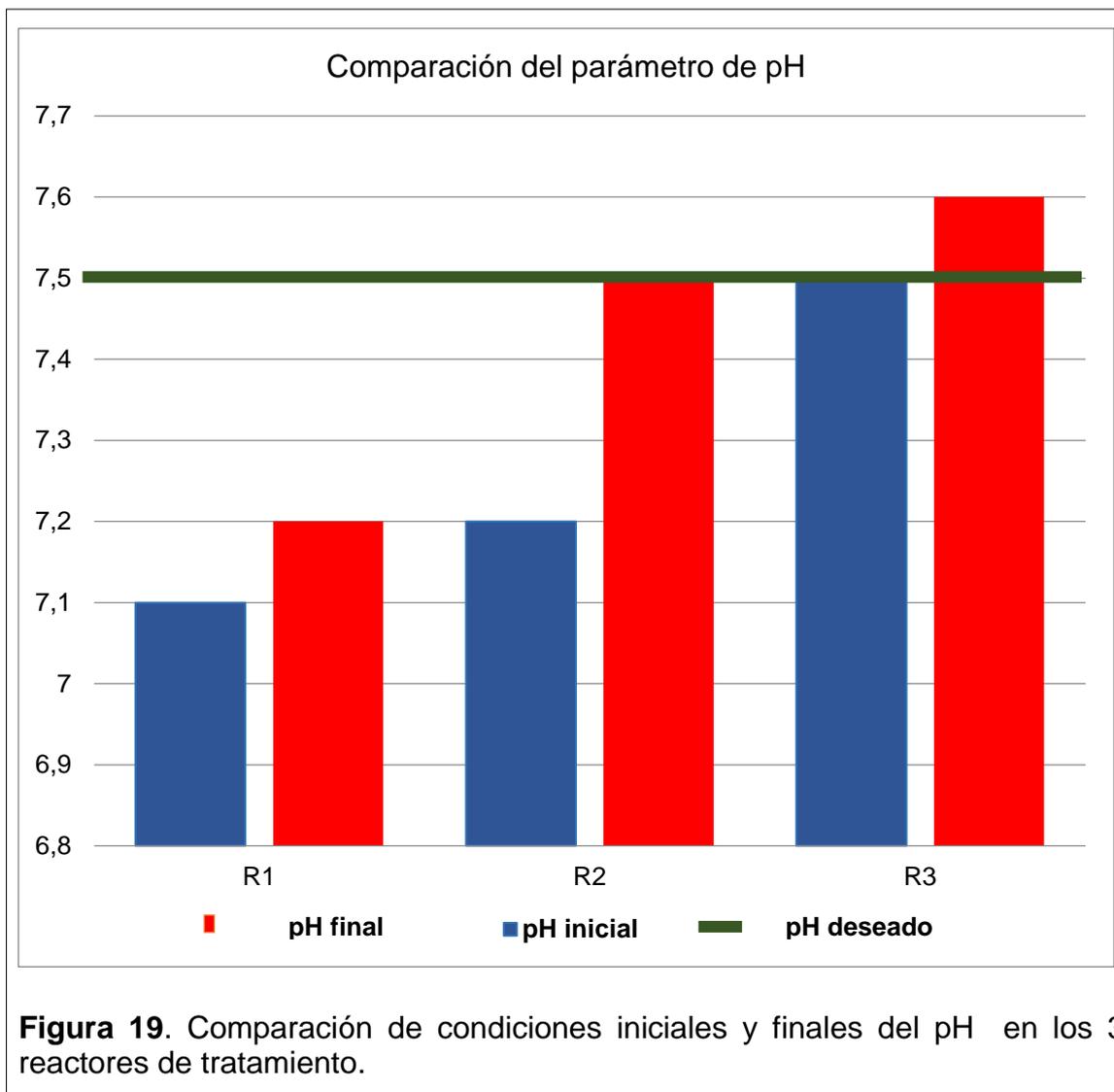


Figura 18. Gráfica de comportamiento del parámetro pH de los 3 reactores experimentales en función del tiempo (días).

En la figura 17, podemos visualizar el comportamiento de los reactores en un periodo de tiempo (5 días), el promedio del valor de pH del agua residual es de 7.1, este valor nos refleja un pH básico, con lo que se puede deducir que no existe una cantidad apreciable de carbonato en el agua residual ratificando lo indicado por (Ciencia y Biología, 2014) que la alcalinidad está neutralizada totalmente por bicarbonato.



En la Figura 19, se visualiza la comparación del parámetro pH de los 3 reactores al inicio y al final del tratamiento.

En los 3 reactores se muestra un incremento del pH, esto se debe al crecimiento de los microorganismos los cuales se encuentran en fase exponencial dentro del tratamiento, pero en el reactor 2 se alcanza el valor deseado, esto puede originarse a que existió formación de biopelícula y además el estrato influyo para llegar a un estado de estabilización tendiendo a ser alcalino, discrepando así con lo dicho por (Massol, 2010) que expone que el incremento del pH puede deberse que al interior de los reactores se han suscitado los procesos de oxidación de nitritos a nitratos.

En este periodo se deduce que el reactor 2 llegó a un efecto tapón o buffer que consiste en que el agua tratada se mantiene con un pH estable con tendencia básica mediante sustancias amortiguadoras (Silvestre, 2012), de esta manera se evidenció que existieron cambios bruscos de pH tanto hacia la acidificación o la alcalinidad por este fenómeno.

El valor del pH agua residual se muestra ligeramente ácido este puede deberse a que existe elevadas concentraciones de hidrogeno lo cual genera un efecto de acidificación del agua (Frionni, 2005), los 3 reactores son ligeramente alcalinos pero se consideran pH idóneos para que ocurra la degradación de la materia orgánica disuelta por medio de los microorganismos, ya que no se encuentran muy alejados del pH deseado.

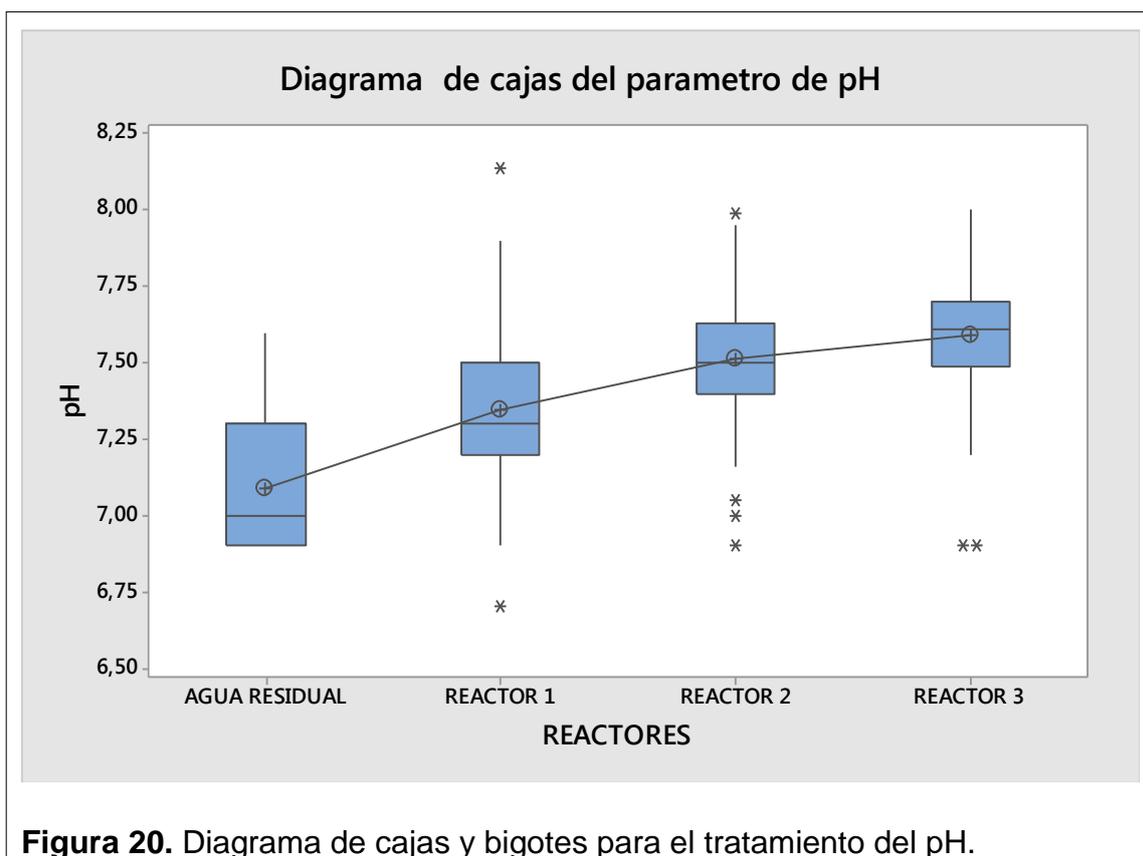


Figura 20. Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento del pH.

En la figura 20, se muestra el comportamiento del pH en los 3 reactores con referencia al tratamiento mediante un diagrama de cajas y bigotes pH, los 3

reactores muestran una tendencia un poco alcalina, los resultados de pH de los 3 reactores son idóneos, ya que se encuentran en un promedio de 7.5, el cual es un valor ideal para que ocurra la degradación de la materia orgánica disuelta por medio de los microorganismos. Siendo el reactor 2 el que se acerca más al pH deseado que es de 7.5.

4.1.3 Parámetro de conductividad

Basándonos en los datos recolectados para el parámetro de conductividad se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo estadístico.

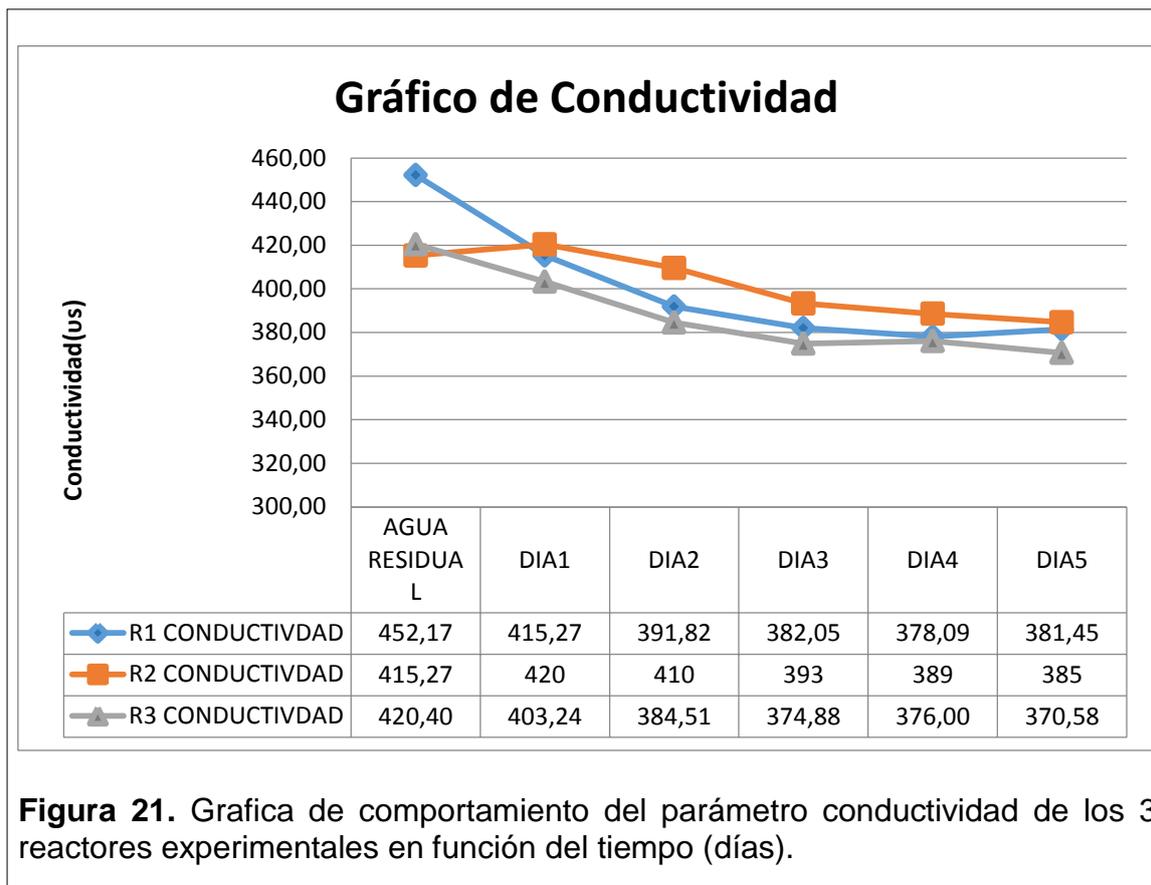
$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_A = \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 13. ANOVA para el parámetro de conductividad de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	Suma de los cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento	15362.02	2	7681.01	1.13	2.24
Error	1105655.87	162	6825.03		
Total	1121017.89	164			

En la tabla 13, se evidencia que el valor Fo es menor a F (valor crítico), lo cual indica que la hipótesis nula se acepta, es decir los tratamiento no son significativos para el tratamiento del parámetro de conductividad por lo tanto el tratamiento para este parámetro son iguales para los 3.



En la figura 21 .Podemos visualizar el comportamiento de los reactores en un periodo de tiempo (5 días). En la cual se muestra que en los 3 reactores que no existe un decrecimiento significativo del parámetro de conductividad eléctrica.

El reactor 1 demuestra una ligera disminución del 15.64%, seguido del reactor 3 que obtuvo un 11.85%, mientras que el reactor 2 alcanzó el menor rango de disminución en todo el sistema correspondiente al 4.74%. Esta disminución puede atribuirse al aumento de las concentraciones de sólidos o sales minerales proveniente del lecho fijo empleado (*Anadara tuberculosa*)(Pérez, Hernández, González, & López, 2008).

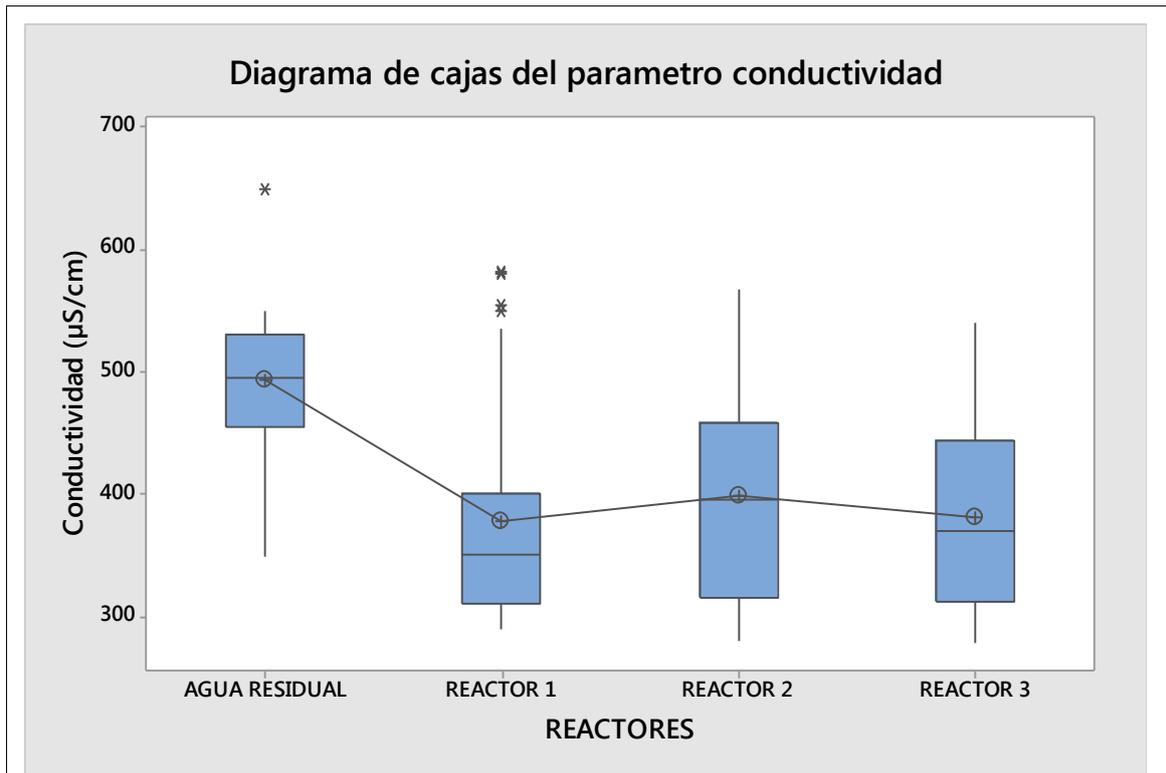


Figura 22. Diagrama de cajas y bigotes para el tratamiento de conductividad eléctrica.

En la figura 22, se muestra el comportamiento del parámetro en los 3 reactores con referencia al tratamiento mediante un diagrama de cajas y bigotes de conductividad, en la figura se evidencia que los 3 reactores realizan un tratamiento semejante por lo que no se consideran tratamientos significativos corroborando así en análisis de varianza de este parámetro antes mencionado.

4.1.4 Parámetro de DQO

Para el parámetro de DQO se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo.

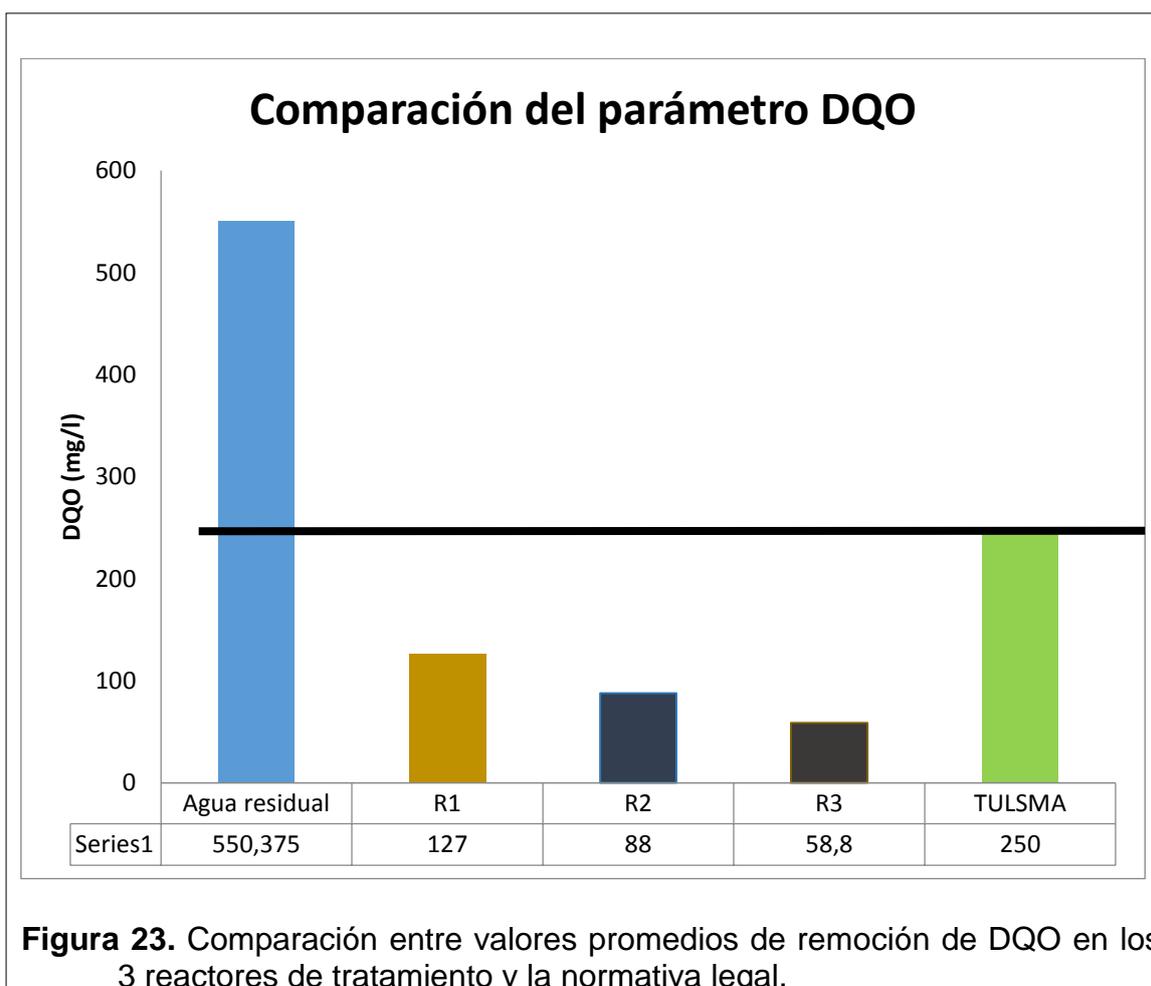
$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_A = \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 14. ANOVA para el parámetro de DQO de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	Suma de los cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento	11708,13	2	5854,06	33,89	2,24
Error	2072,8	12	172,73		
Total	13780,93	14			

En la tabla 14, se evidencia que el valor Fo es mayor a F, lo cual indica que la hipótesis nula se rechaza, por lo tanto al menos uno de los tratamientos es diferente en referencia al tratamiento del parámetro de DQO.



En la figura 23, se observa que los 3 tratamientos tienen una disposición de decrecimiento en la remoción de DQO, alcanzando en el primer reactor una disminución de 127 (mg/L), valor tal que comparándolo con la normativa legal TULSMA se encuentra dentro de los límites permisibles alcanzando así el cumplimiento de la ley. En el reactor 1 se evidencia un decrecimiento de DQO considerable ya que llegó a alcanzar una remoción del 76.92 % en el tratamiento y un total del 89.31% de remoción de todo el sistema de tratamiento siendo el reactor 2 el de menor porcentaje de remoción con un 30.70%. Según (L. G. Rodríguez, 2009) y (K. R. Torres & Medrano, 2014) el promedio de remoción de DQO en filtros percoladores oscila entre el 40 y el 70%. En base a dicha referencia, se puede discutir que la remoción de DQO alcanzada por el sistema experimental implantado se encuentra por encima del rango establecido por estudios similares lo que demuestra una eficiencia elevada de la piedra pómez y del tratamiento en serie empleado con respecto a la remoción de DQO.

La elevada remoción de DQO se la puede atribuir a que existe una formación de biopelícula en el sustrato, la cual cumple con la fase de oxidación de la materia durante el tratamiento, así como la cantidad de materia orgánica que se queda adherida en la superficie porosa del lecho filtrante, coincidiendo así con lo dicho por (Aguilar, Cruz, Salinas, & Hernández, 2009) que sustenta que la remoción de la carga orgánica en el sistema de tratamiento se debe a una influencia importante del sustrato utilizado y a que los microorganismos se encuentran en el material de soporte usado como se muestra en la figura 24.

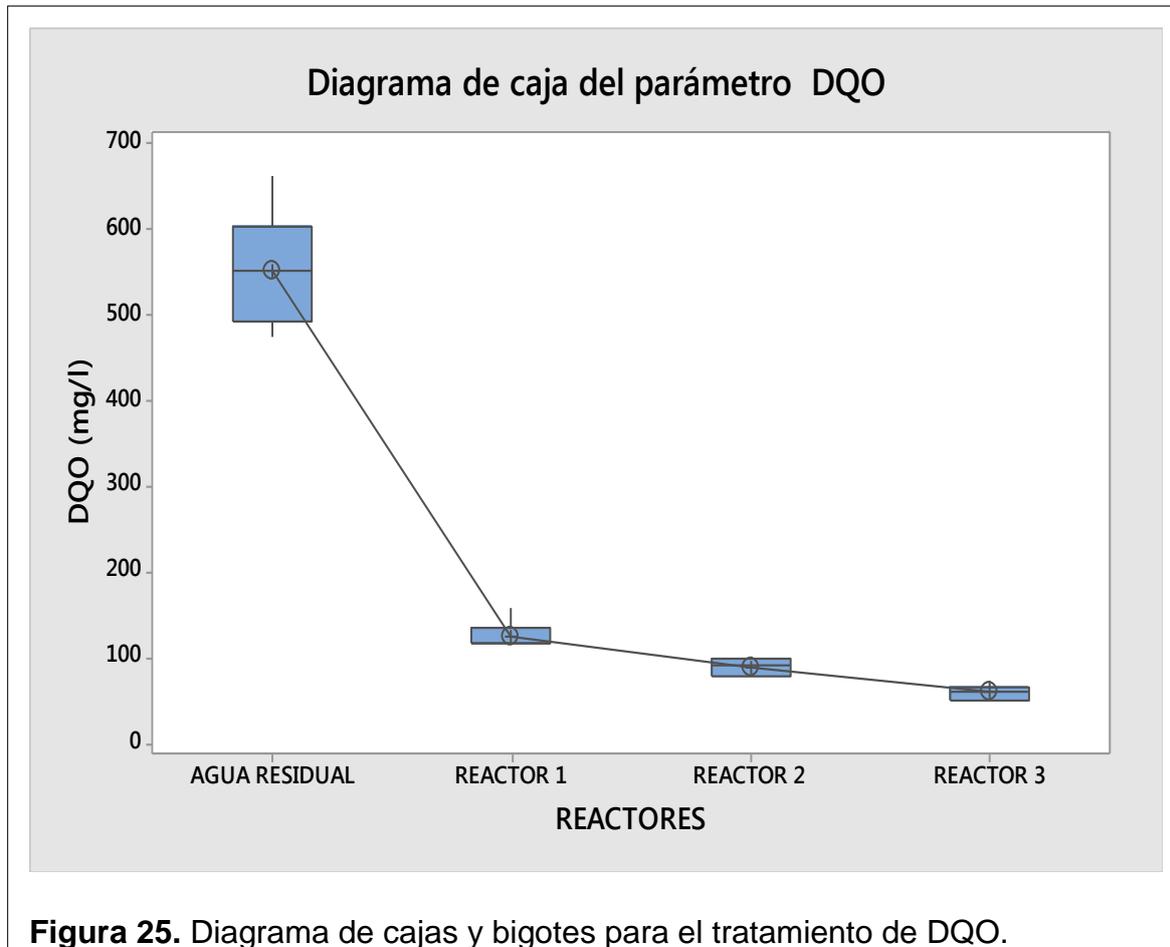


Figura 24. Formación de biopelícula en lechos fijos.

Tabla 15. % de Remoción del parámetro DQO para cada reactor del sistema de tratamiento.

Reactores	Concentración Inicial	Concentración final	% de Remoción
Reactor 1	550.3	127	76.92%
Reactor 2	127	88	30.70%
Reactor 3	88	58.8	33.18%
Sistema en serie	550.3	58.8	89.31%

En la tabla 15, se muestra el porcentaje de remoción entre los reactores y del sistema de tratamiento en serie, las cuales se realizaron tomando las concentraciones iniciales y finales de cada reactor.



En la figura 25, se muestra el comportamiento con respecto a la remoción de DQO de los 3 reactores en el tratamiento mediante un diagrama de cajas y bigotes, la figura muestra una clara tendencia de reducción de DQO en los 3 reactores, Siendo el primero el de mayor remoción del 76.92%, seguido de reactor 3 con 33.18% y el reactor 3 con 30.70% lo cual indica que el sistema experimental empleado es idóneo para la remoción del DQO debido a su porcentaje de remoción.

4.1.5 Parámetro de DBO₅

Para el parámetro de DBO₅ se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo.

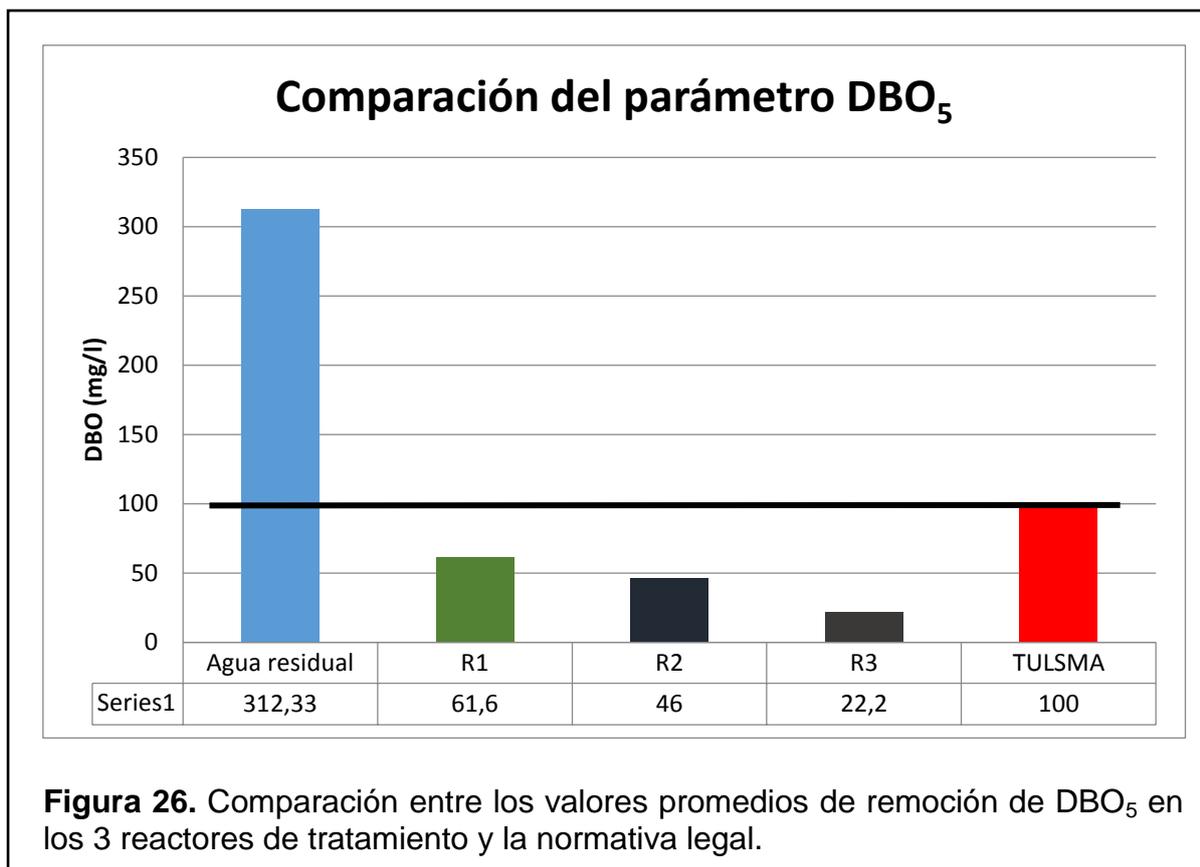
$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_A = \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 16. ANOVA para el parámetro de DBO₅ de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	Suma de los cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento	3936.93	2	1968.46	3.84	2.24
Error	6158	12	513.16		
Total	10094.93	14			

En la tabla 16, se evidencia que el valor Fo es mayor a F, lo cual indica que la hipótesis nula se rechaza, por lo tanto al menos uno de los tratamientos es diferente en referencia al tratamiento del parámetro de DBO₅.



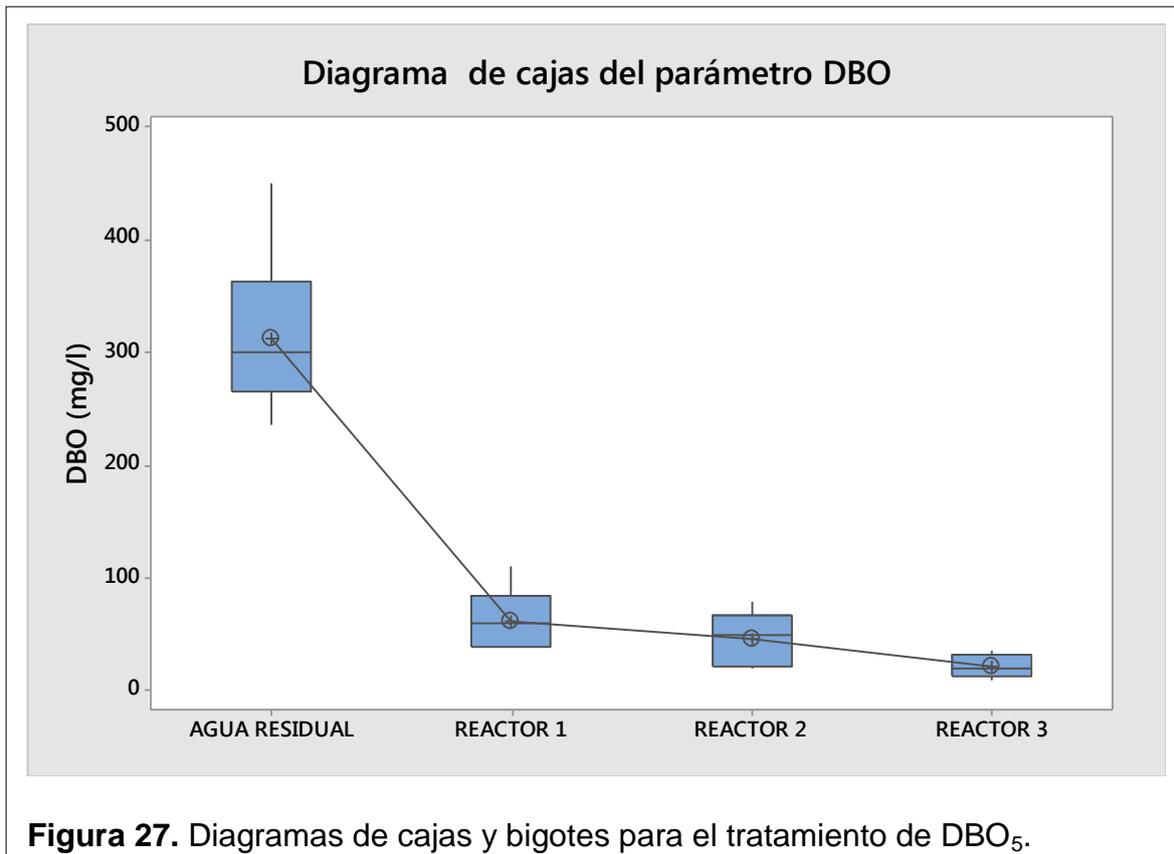
En la figura 26, se observa que los 3 tratamientos tienen una disposición de decrecimiento en la remoción de DBO₅, alcanzando en el primer reactor una disminución de 61.6 (mg/L), valor tal que comparándolo con la normativa legal TULSMA se encuentra dentro de los límites permisibles alcanzando así el cumplimiento de la ley. En el reactor 1 se evidencia un decrecimiento de DBO₅ considerable ya que llegó a alcanzar una remoción del 80.27% en el tratamiento y un total del 95.77% de remoción de todo el sistema de tratamiento, siendo el reactor 2 el de menor porcentaje de remoción con un 25.32%. Según un estudio realizado por (L. G. Rodríguez, 2009) el promedio de remoción de DBO₅ en filtros percoladores mediante lechos filtrantes oscila entre el 60 y 80%. En base a dicha referencia, podemos discutir que la remoción de DBO₅ alcanzada por el sistema experimental implantado se encuentra por encima del rango establecido por estudios similares lo que demuestra una buena remoción de contaminantes por medio de la piedra pómez y del tratamiento en serie empleado con respecto a la remoción de DBO₅.

La elevada remoción del parámetro de DBO_5 se la puede imputar a que parte de la carga orgánica se sedimentó en el filtro, pero esencialmente se la atribuye la formación de biopelícula en el sustrato, la cual cumple con la fase de oxidación de la materia durante el tratamiento, así como la cantidad de materia orgánica que se queda adherida en la superficie porosa del lecho filtrante, coincidiendo así con lo dicho por (J. Rodríguez, Mañunga, & Cárdenas, 2012) que sostienen que la remoción de la carga orgánica en el sistema de tratamiento se debe a la adsorción del contaminante por medio de microorganismos que se encuentran adheridos sobre el material de soporte formando la biopelícula.

Tabla 17. % de Remoción del parámetro DBO_5 para cada reactor del sistema de tratamiento.

Reactores	Concentración Inicial	Concentración final	% de Remoción
Reactor 1	312.33	61.6	80.27%
Reactor 2	61.6	46	25.32%
Reactor 3	46	22.2	51.73%
Sistema en serie	312.33	22.2	95.77%

En la tabla 17, se muestra el porcentaje de remoción entre los reactores y del sistema de tratamiento en serie, las cuales se realizaron tomando las concentraciones iniciales y finales de cada reactor.



En la figura 27, se muestra el comportamiento con respecto a la remoción de DBO₅ de los 3 reactores en el tratamiento mediante un diagrama de cajas y bigotes, la figura muestra una clara tendencia de reducción de DBO₅ en los 3 reactores, Siendo el primero el de mayor remoción del 80.27%, seguido de reactor 3 con 51.73% y el reactor 2 con 25.32%, lo cual indica que el sistema experimental empleado es idóneo para la remoción del DBO₅ debido a su porcentaje de remoción.

4.1.6 Parámetro Fosfato

Para el parámetro de fosfato se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo.

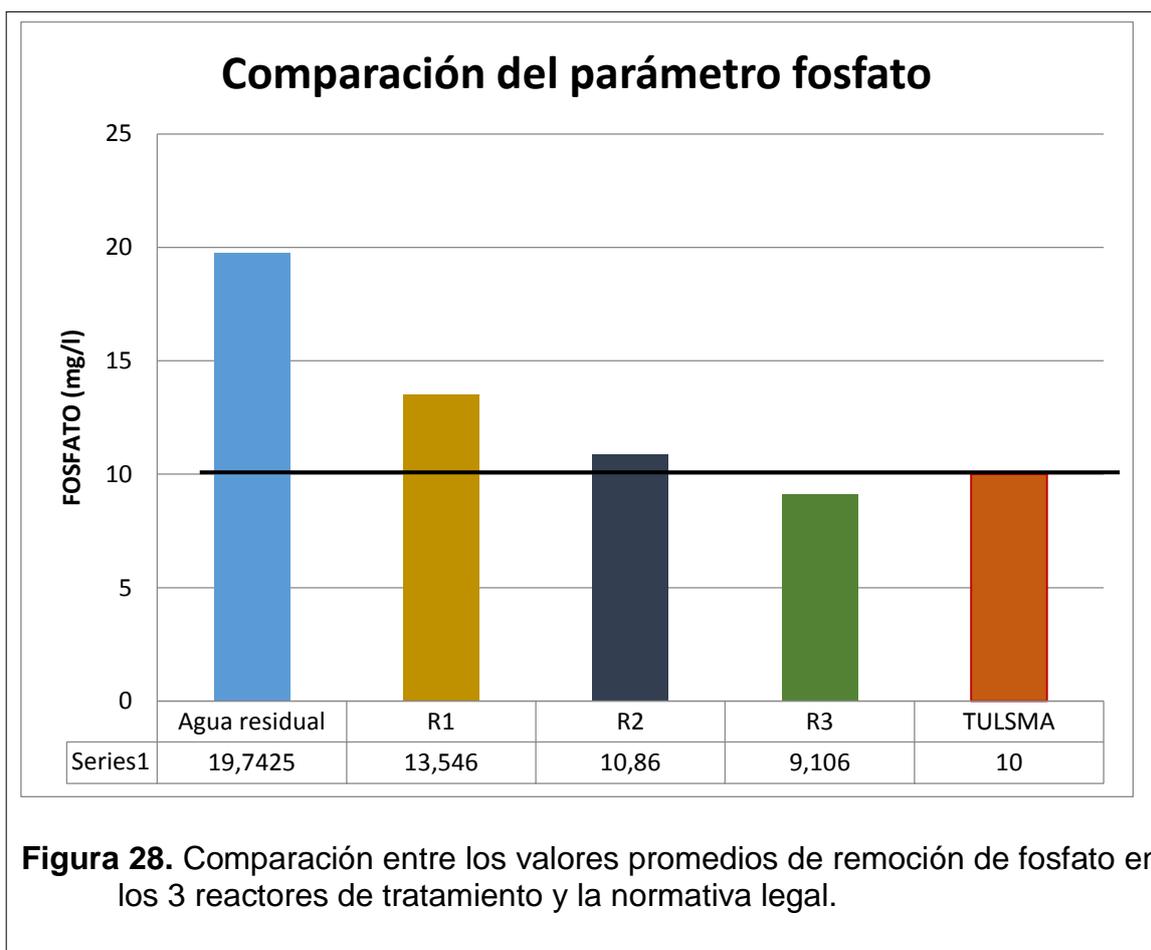
$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_A = \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 18. ANOVA para el parámetro de fosfato de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	de	Suma de los cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento	de	50.00	2	25.00	15.23	2.24
Error		19.70	12	1.64		
Total		69.70	14			

En la tabla 18, se evidencia que el valor Fo es mayor a F, lo cual indica que la hipótesis nula se rechaza, por lo tanto al menos uno de los tratamientos es diferente en referencia al tratamiento del parámetro fosfato.



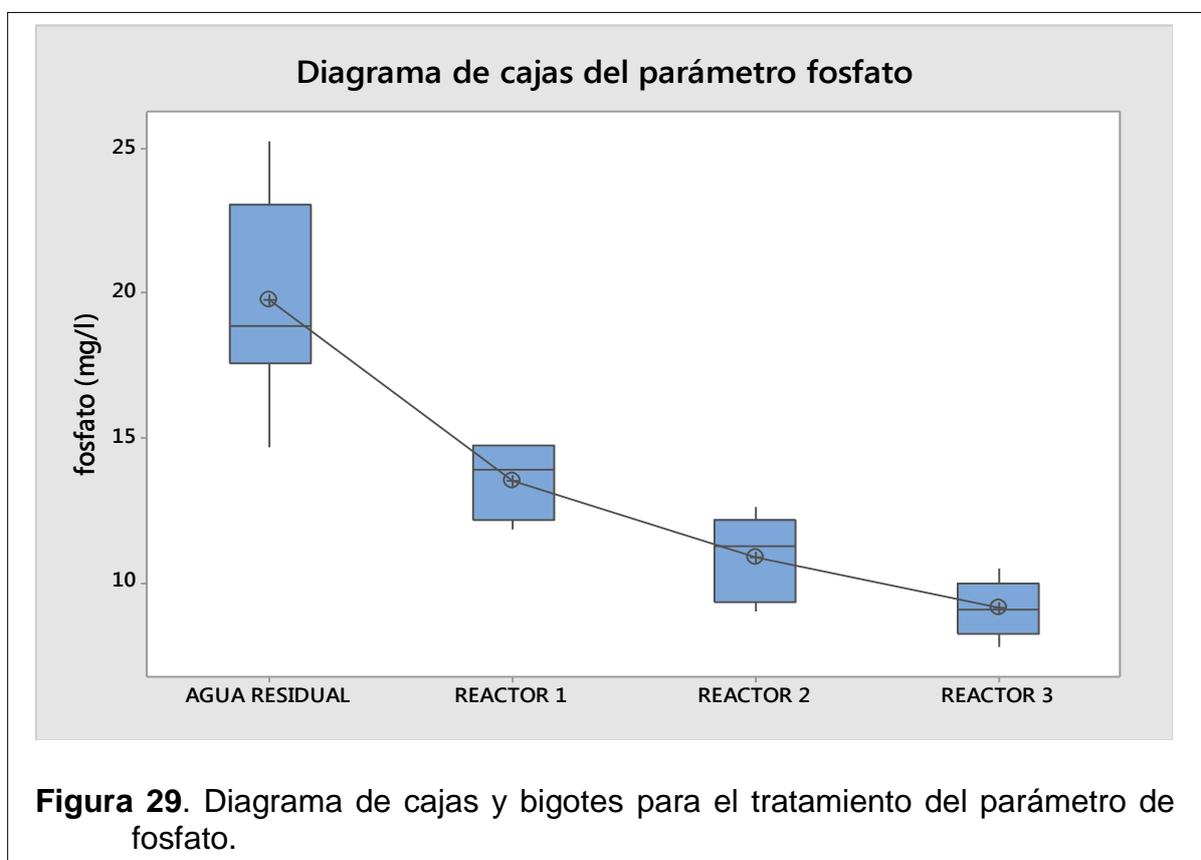
En la figura 28, se observa que los 3 tratamientos tienen una leve disposición de decrecimiento en la remoción del parámetro fosfato, alcanzando recién en el tercer reactor una disminución de 9.106 (mg/L), valor tal que comparándolo con la normativa legal TULSMA se encuentra dentro de los límites permisibles alcanzando así el cumplimiento de la ley. En el reactor 1 se evidencia un decrecimiento de fosfato considerable ya que llegó alcanzar una remoción del 31.38% en el tratamiento y un total del 53.87% de remoción de todo el sistema de tratamiento. Según un estudio realizado por (Silva, Torres, & Madera, 2008) el promedio de remoción de fosfatos en filtros percoladores mediante lechos filtrantes oscila entre el 30 y 45 %. En base a dicha referencia, podemos discutir que la remoción de fosfatos alcanzada por el sistema experimental implantado se encuentra por encima del rango establecido por estudios similares lo que demuestra una remoción elevada de la piedra pómez y del tratamiento en serie empleado con respecto a la remoción de fosfatos.

Se estima que la remoción del parámetro fosfato se la puede atribuir a que existe una formación de película compuesta de microorganismos los cuales requieren del nutriente fósforo para su desarrollo metabólico, discrepando con lo dicho por (Bernal et al., 2010) que sostienen que la remoción de la carga orgánica en el sistema de tratamiento se debe a la existencia de bacterias con habilidad para acumular fuentes de fósforo inorgánico el cual es removido por conversión de los iones de fósforo en el agua en una fracción sólida que puede ser un precipitado de una masa microbiana en un lodo activado.

Tabla 19. % de Remoción del parámetro fosfato para cada reactor del sistema de tratamiento.

Reactores	Concentración Inicial	Concentración final	% de Remoción
Reactor 1	19.742	13.546	31.38%
Reactor 2	13.546	10.86	19.82%
Reactor 3	10.86	9.106	16.15%
Sistema en serie	19.742	9.106	53.87%

En la tabla 19, se muestra el porcentaje de remoción entre los reactores y del sistema de tratamiento en serie, las cuales se realizaron tomando las concentraciones iniciales y finales de cada reactor.



En la figura 29, se muestra el comportamiento de decrecimiento con respecto a la remoción de fosfato de los 3 reactores en el tratamiento mediante un diagrama de cajas y bigotes, siendo el primero el de mayor remoción con el 31.38%, seguido de reactor 2 con 19.82% y el reactor 3 con 16.15%, en este reactor el valor obtenido se encuentre dentro de los límites permisibles, lo cual indica que el sistema experimental empleado realiza una remoción del fosfatos basándonos en sus porcentaje de remoción.

4.1.7 Parámetro nitrógeno total

Para el parámetro de nitrógeno total se realizó una prueba del análisis de varianza ANOVA con la finalidad de verificar las hipótesis del modelo.

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 \text{ vs } \mu_i \neq 0 \text{ para algún } i = 1, 2, 3$$

Tabla 20. ANOVA para el parámetro de fosfato de los 3 tratamientos.

Fuente de variación	Suma de los cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Fo	F (valor crítico)
Tipo de tratamiento	0.57	2	0.28	2.41	2.24
Error	1.44	12	0.12		
Total	2.01	14			

En la Tabla 20, se evidencia que el valor Fo es mayor a F, lo cual indica que la hipótesis nula se rechaza, por lo tanto al menos uno de los tratamientos es diferente en referencia al tratamiento del parámetro de nitrógeno total.

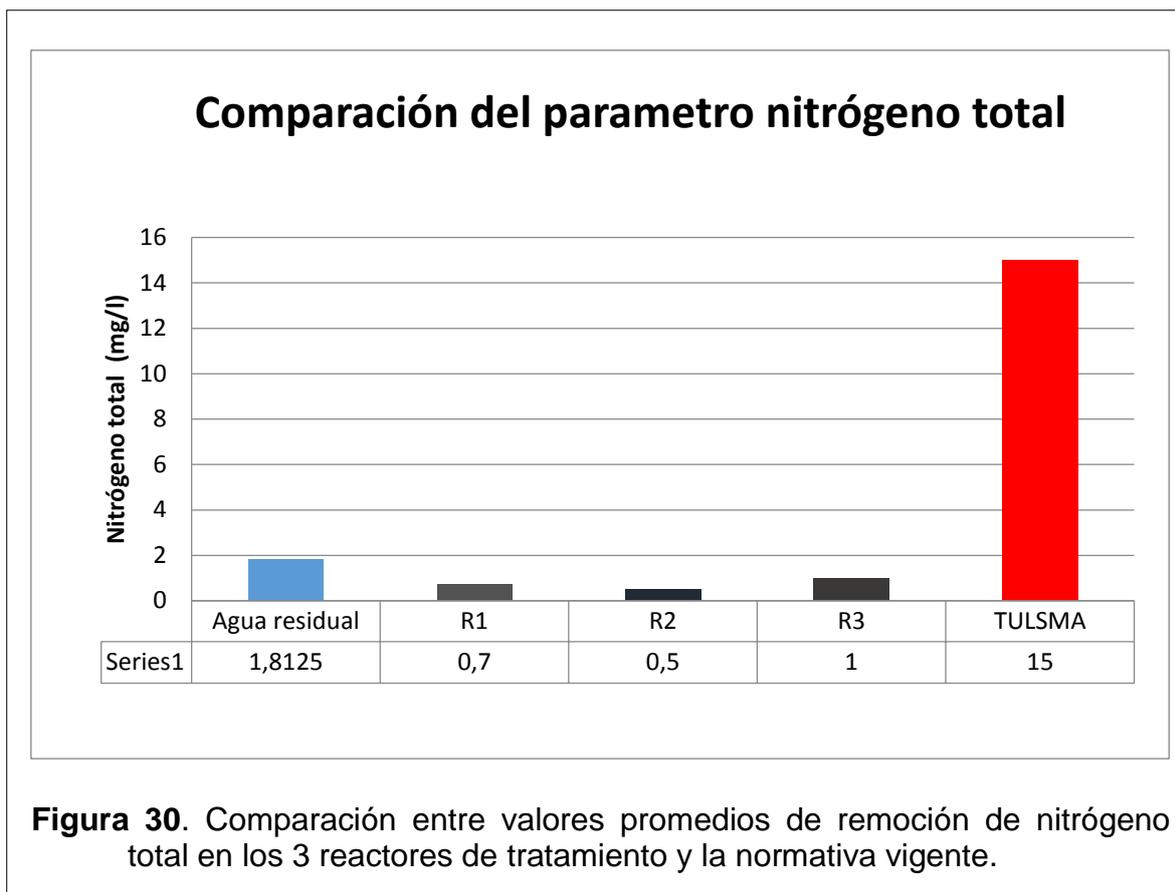


Figura 30. Comparación entre valores promedios de remoción de nitrógeno total en los 3 reactores de tratamiento y la normativa vigente.

En la figura 30, se observa que los 3 tratamientos con respecto al agua residual de entrada tienen una tendencia de decrecimiento en la remoción nitrógeno total, sin embargo con el valor del agua residual que es de 1.8 mg/l ya se encuentra por debajo de los límites permisibles alcanzando así el cumplimiento de la ley.

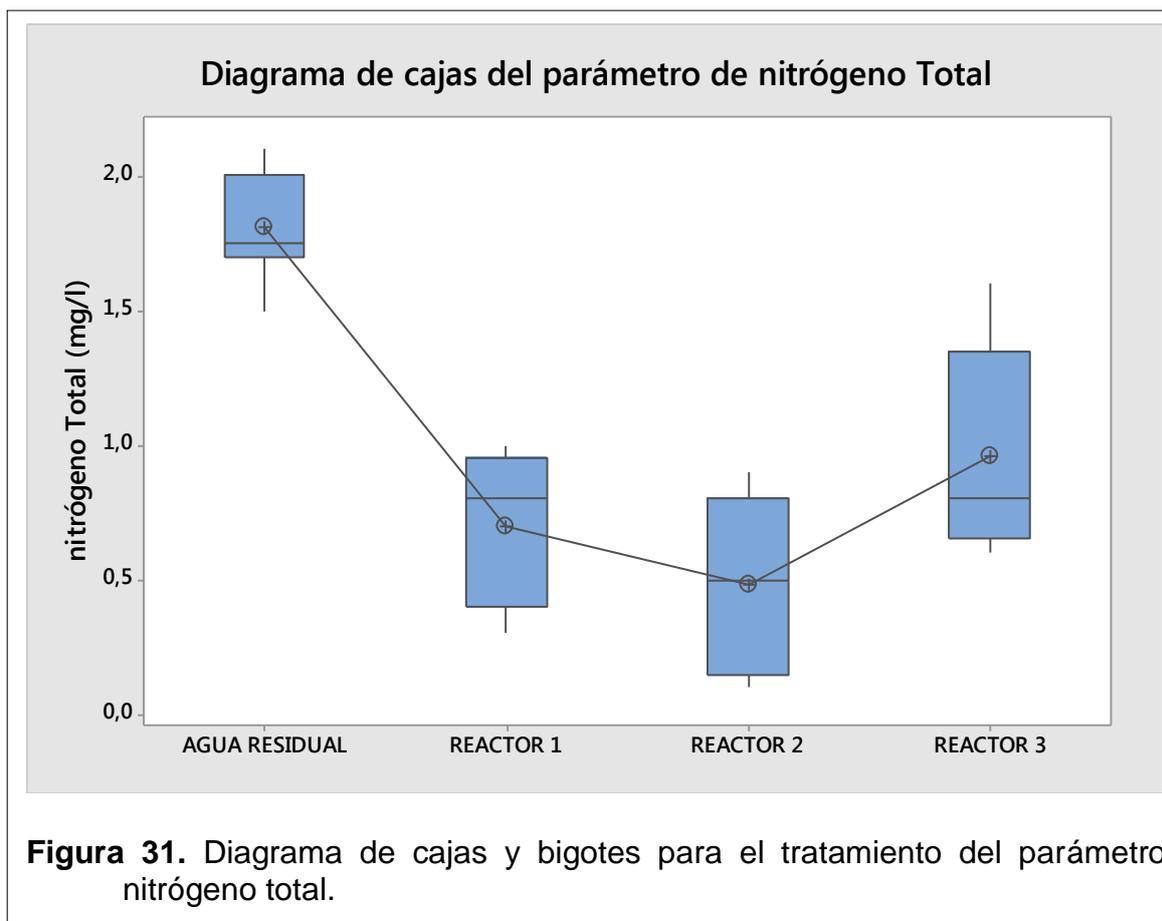
En el reactor 1 se evidencia un decrecimiento de Nitrógeno total considerable ya que llegó alcanzar una remoción del 61.1% en el tratamiento y seguido del reactor 2 con una remoción del 28.5%, esta disminución aunque no se considera significativa se la puede atribuir a la existencia de bacterias nitrificantes en la biopelícula las cuales por la vía de nitrificación desnitrificación realizaron la oxidación del nitrógeno y la transformación del amonio discutiendo con lo dicho por (Bernal et al., 2010) que expone que la remoción del nitrógeno se debe al proceso de asimilación del nutriente por medio de la actividad microbiana en general, mientras en el reactor 3 se evidencio un aumento de

nitrógeno lo cual puede deberse a la presencia de material coloidal y biomasa remanente en el afluente del reactor corroborando lo dicho por (Medina, Romero, & Pérez, 2009) el cual manifiesta que o a los elevados niveles de materia orgánica remanentes a la salida del tratamiento puede influenciar directamente el aumento del nitrógeno total.

Tabla 21. % de Remoción del parámetro fosfato para cada reactor del sistema de tratamiento.

Reactores	Concentración Inicial	Concentración final	% de Remoción
Reactor 1	1.8	0.7	61.1%
Reactor 2	0.7	0.5	28.5%
Reactor 3	0.5	1.0	-
Sistema en serie	19.742	9.106	44.4%

En la tabla 21, se muestra el porcentaje de remoción entre los reactores y del sistema de tratamiento en serie, las cuales se realizaron tomando las concentraciones iniciales y finales de cada reactor.



En la figura 31, se muestra el comportamiento con respecto a la remoción de fosfato de los 3 reactores en el tratamiento mediante un diagrama de cajas y bigotes, la figura nos muestra que el primer reactor es el de mayor remoción con el 61.1%, seguido de reactor 2 con 28.5% y en el reactor 3 existe un aumento del parámetro nitrógeno, siendo la remoción del sistema de 44.4 %, lo cual indica que el sistema experimental empleado realiza una remoción del fosfatos basándonos en sus porcentaje de remoción.

Según un estudio realizado por (P. Torres, 2012) el promedio de remoción de DBO_5 en filtros percoladores mediante lechos filtrantes oscila entre el 30 y 40%. En base a dicha referencia, podemos discutir que la remoción de nitrógeno total alcanzada por el sistema experimental implantado se encuentra por encima del rango establecido por estudios similares lo que demuestra una buena remoción de contaminantes por medio del sistema de tratamiento en serie empleado.

4.1.8 Parámetro Absorbancia

Se realizó un análisis de la absorbancia para determinar los contaminantes en el agua ultra pura, contaminada y tratada, mediante un barrido espectrofotométrico (UV-VIS) en el rango de longitud de onda de 180 a 500 nm con la intención de comparar y evaluar la calidad del agua tratada.

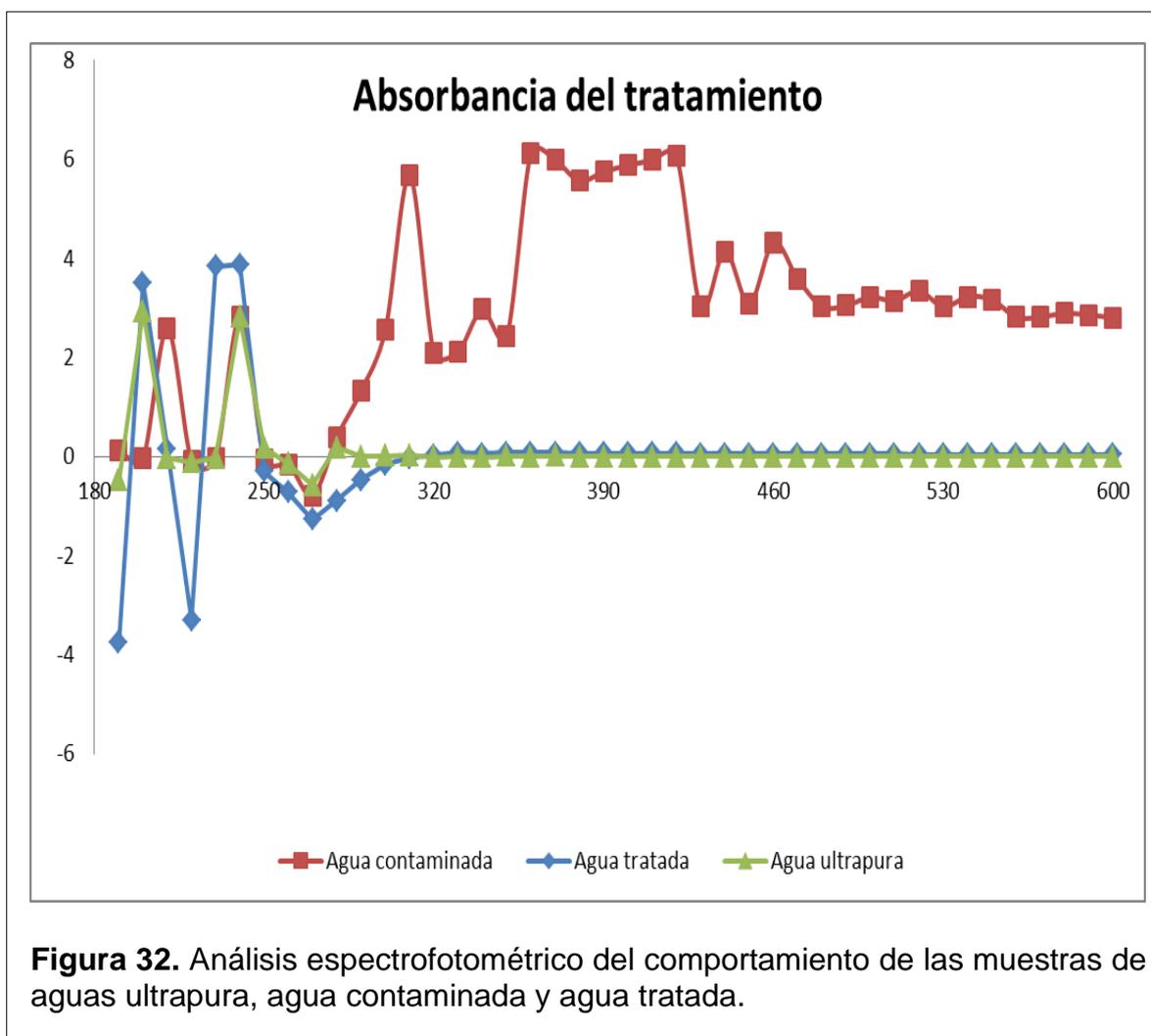
En la figura 32, se observa que el agua ultrapura, la cual se usó como línea base para realizar las comparaciones entre muestras y determinar el comportamiento entre el agua tratada y el agua contaminada, presenta picos o elevaciones a una longitud de onda de 180 a 250 nm, en este rango se encuentran enlaces de moléculas de agua con iones de hidrógeno e hidroxilo, a partir de los 250 nm la absorbancia tiende a cero.

El agua contaminada de agua residual doméstica muestra picos en el rango de longitud de onda de 180 a 250 nm, con lo que podemos deducir que en este rango se encuentran moléculas orgánicas corroborando lo dicho por (Dusseault, 2010) que señala que en esa longitud de onda existen compuestos orgánicos con doble enlace, moléculas de materia orgánica disuelta, detergentes. A partir de la longitud de onda de 300 nm existe un incremento de la absorbancia llegando a 6 en un rango de 340 a 440nm lo que nos indica que en este rango existen moléculas complejas con múltiples enlaces(Muro et al., 2009).

En el agua tratada como resultado del tratamiento mediante filtros percoladores presenta picos en el rango de longitud de onda de 180 a 250 nm, estos picos pueden estar relacionados con algunos remanentes de contaminantes presencia de compuestos orgánicos y moléculas de proteínas y aminoácidos. Los picos pueden estar relacionados con la presencia de compuestos orgánicos propios del agua residual debido a su carga orgánica. Estos valores de longitud de onda coinciden con un estudio realizado por (Venta et al., 2005) que indica que una longitud de onda de 254 nm, generalmente se encuentra

asociada con la existencia de compuestos orgánicos con dobles enlaces, tales que se encuentran implicados con reacciones rápidas.

Haciendo una comparación se puede visualizar que el agua ultrapura y el agua resultante del tratamiento siguen un patrón tendiendo a la absorbancia 0 lo que nos indica que efectivamente existe un tratamiento del agua residual doméstica.



5. CONCLUSIONES

Basándose en los resultados obtenidos en el análisis ANOVA, se puede concluir que en los reactores se llevan a cabo tratamientos diferentes para la remoción de parámetros como: DQO, DBO₅, fosfatos, nitrógeno total, turbidez y pH. Mientras que, el parámetro de conductividad, fue el único que no demostró una diferencia en su concentración después de los diferentes tratamientos.

El agua residual doméstica tuvo un valor inicial de turbidez igual a 214,36 mg/l; posterior a someter el agua residual a tratamiento, se registró una disminución en su concentración igual a 12,14 mg/l. La reducción de este parámetro significó un 94,33%, lo que permitió demostrar que este sistema es eficaz en términos de remoción de este contaminante.

En referencia al comportamiento del pH, se puede indicar que los tres reactores conservaron una tendencia alcalina. Los resultados obtenidos de pH en los tres reactores son idóneos, ya que se encuentran en un promedio de 7.5; siendo el reactor número 2 el que se acercó más al pH deseado.

La conductividad muestra valores similares en los tres reactores. Se registró un valor de 452,27 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el agua residual que ingresó al sistema; después de someter el agua residual de ingreso a tratamiento se obtuvo una disminución de este parámetro, dando un resultado de 403,24 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que representó un porcentaje de disminución de la conductividad igual a 10,70 %.

En los tres reactores se evidenció una disminución de DBO₅, siendo el primer reactor el que alcanzó un porcentaje de remoción mayor con un total de 80,27%. En cuanto a la disminución de este parámetro en todo el sistema de tratamiento, se puede mencionar que existió una remoción total igual a 95,77% de DBO₅, lo que indica que el sistema experimental empleado es apto para la remoción de este contaminante, debido al alto porcentaje de reducción de la concentración de la carga orgánica típica del agua residual tratada.

El DQO alcanzó una remoción considerable con el sistema experimental empleado. El agua residual inicial tuvo una concentración de 550,3 mg/l y, el efluente tratado obtuvo un valor de 58.8 mg/l de DQO, lo que expone una remoción del 89,31% después de su paso por el tratamiento estudiado, demostrando así que este sistema es eficaz en la reducción de este parámetro.

Para los parámetros de nitrógeno total y fosfatos se observó una disminución de los mismos, llegando a alcanzar porcentajes de remoción dentro del sistema de tratamiento iguales a 53.87% y 44.4%, respectivamente. Lo cual nos indica que el sistema de biofiltros realiza una reducción de estos contaminantes.

En el presente trabajo, se logró demostrar que el sistema de biofiltración empleado es eficaz para la remoción de contaminantes, siendo esta una alternativa idónea no solo a nivel industrial, sino también a nivel de pequeñas comunidades. Además el sistema planteado permite la descarga de los efluentes tratados a cuerpos de agua dulce; cumpliendo así, con los límites permisibles establecidos en la normativa ambiental legal vigente (TULSMA).

Con los datos obtenidos se puede demostrar que el reactor uno, compuesto de piedra pómez, es el que tiene mayor capacidad de remoción de carga contaminante; de manera que, se puede concluir que este filtro es el de mayor capacidad de remoción en el sistema de tratamiento de este tipo de aguas residuales.

6. RECOMENDACIONES

De acuerdo a los ensayos realizados, se pudo observar que el tratamiento propuesto tiene un alto porcentaje de remoción de contaminantes típicos de las aguas residuales domésticas. Sin embargo, los resultados reflejan que el primer filtro realiza una mayor remoción de estos contaminantes, por lo que se puede optar por la instalación de una sola unidad en lugar de las tres empleadas para el desarrollo de esta investigación, siendo esta una alternativa eficaz y económica para la obtención de los resultados esperados.

Proyectos de este tipo deberían ser replicados en pequeñas comunidades, como una alternativa al tratamiento de las aguas generadas en estos hogares, cuya concentración de materia orgánica puede ser tratada en los biofiltros elaborados. Es importante mencionar, que estos sistemas requieren de un mantenimiento sencillo, actividad que puede generar fuentes de empleo en una comunidad y, que a su vez su costo de operación es relativamente bajo, a comparación de otros sistemas estudiados.

REFERENCIAS

- Abanto, P. (2013). Evaluación de concha negra (*anadara tuberculosa* y *anadara similis*) en los manglares de puerto pizarro, tumbes - Perú, mediante un modelo de biomasa dinámica. Puerto Pizarro, Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Agua Ecuador (2012). La contaminación del agua en Ecuador. Recuperado el 01 de Noviembre del 2014 de:<http://agua-ecuador.blogspot.com/2012/04/la-contaminacion-del-agua-en-ecuador.html>.
- Aguilar, M., Cruz, A., Salinas, E., & Hernández, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3).
- Boltz, J.P., La Motta, E.J., Madrigal, J.A. (2006) The Role of Bioflocculation on Suspended Solids and Particulate COD Removal in the Trickling Filter Process *Journal of Environmental Engineering*.
- Bedienungsanleitung Instrution Manual. (2013). Manometrische BSB-Meßgeräte, Manometric BOD Measuring Devices, 44.
- Bernal, I. S., Arias, M. C., Domínguez, M. del C. D., Oviedo, R., Valdés, M. E. C., & Sardiñas, A. M. (2010). Bacteria as potential tools in the improvement of constructed wetlands for wastewater treatment. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 41, 1–10.
- Cabrera, H., Garcés, M. y Paredes, P. (2012). Producción de Aguas Servidas, Tratamiento y Uso en el Ecuador. Quito, Ecuador. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Camacho, J. (2002). Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas. Ciudad Real, España: Universidad de castilla -la mancha, España.
- Cardona, A., & Vanegas, C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. Universidad

Tecnológica de Pereira. Recuperado el 18 de Enero del 2015 de <http://www.bdigital.unal.edu.co/5044/1/292544.2011.pdf>.

- Carranza Zambrano, M. E., García Barre, K. L., & Noles Aguilar, P. J. (2013). Calidad del agua en la subcuenca alta del río carrizal establecida a través de indicadores físicos-químicos y microbiológicos en época seca., Guayaquil, Ecuador. Empresa Cantonal de agua potable y alcantarillado de Guayaquil. Guayaquil, Ecuador: Empresa Cantonal de agua potable y alcantarillado de guayaquil.
- Comisión Económica para América latina y el Caribe - CEPAL. (2012). Informe final: Diagnóstico de las estadísticas del agua en ecuador. Quito, Ecuador.
- Chaudhary, D. S., Vigneswaran, S., Ngo, H.-H., Shim, W. G., & Moon, H. (2003). Biofilter in water and wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 20(6), 1054–1065.
- Ciencia y Biología. (2014). El pH. Recuperado el 22 de Octubre, de <http://cienciaybiologia.com/el-ph/>.
- Coquil, V. Q. (2009). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Gestión de La Calidad Del Agua, Secretariado alianza por el agua/ Ecología y desarrollo. 3.
- Córdova, D. X. (2013). Evaluación técnica y ambiental de las lagunas de oxidación del cantón Salinas ubicadas en la vía Punta Carnero. Guayaquil, Ecuador: Universidad católica de Santiago de Guayaquil.
- Cui, D., Li, A., Zhang, S., Pang, C., Yang, J., Guo, J., Ren, N. (2012). Microbial community analysis of three municipal wastewater treatment plants in winter and spring using culture-dependent and culture-independent methods. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 28(6).
- Da silva Sergio, Lavander, H., De souza André, & Cardozo, O. (2012). Utilização de conchas de *Anomalocardia brasiliensis* como substrato de biofiltros no tratamento dos efluentes de cultivo heterotrófico de camarão marinho em laboratório. Universidad Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Recife, PE, Brasil.

- Cánepa, L. (2010). Filtración lenta como proceso de desinfección. Lima, Perú: CEPIS-OPS.
- Cano, C., y Palacios, L. (2013). Desarrollo de biofiltro con soporte de plásticos para el tratamiento de aguas residuales domesticas de la ESPAMMFL. Manabí, Ecuador: Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí.
- Dusseault, J. (2010). Biocompatibilité des microcapsules d'alginate: purification d'alginate, réaction immunitaire de l'hôte et protection du receveur. Recuperado, el 28 de Abril del 2015 de <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/3775>.
- Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches -DVGW. (2005). Filtration method for particle removal, part 2: assessment and application of granular filter materials. Alemania: technical standard.
- European Commission, & Directorate-General for the Environment. (2002). Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities (500 to 5,000 population equivalent): implementation of Council Directive 91/271 of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. Luxembourg: EUR-OP.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura - FAO. (2014). Wastewater characteristics and effluent quality parameters. Recuperado el 09 de Octubre del 2014 de <http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e03.htm>.
- Ferré, J. (2012). El diseño factorial completo 2 k. Grupo de Quimiometría y Cualimetría Departamento de Química Analítica y Química Orgánica Universidad Rovira i Virgili. Tarragona, España.
- Filtros Equipos y Sistemas Para Tratamiento de Aguas -FESTA. (2010). Sistemas alternos de tratamiento de aguas residuales. Bogota-Colombia.
- Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales Sede Ecuador- Flacso. (2008). Geo Ecuador 2008: Informe sobre el estado del medio ambiente. Quito, Ecuador.

- Frióni, L. (2005). *Procesos Microbianos*. Buenos Aires, Argentina: Universidad Nacional del río cuarto. 4(3).
- Fritia, D., Scholz, M., Swift, G., & Hutchinson, S. (2013). Impact of Sludge Floc Size and Water Composition on Dewaterability. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3).
- Garzon, J., & Barragan, E. (2008). Inmovilización microbiana: técnicas y usos en el tratamiento de residuos tóxicos. *Revista Sistemas Ambientales*. *Revista Sistemas Ambientales*. 2(1), 23-34.
- Garzón-Jiménez, C., & Barragán-Huerta, B. E. (2008). Inmovilización microbiana: técnicas y usos en el tratamiento de residuos tóxicos. *Revista Sistemas Ambientales*, 2(1), 23–34.
- Gonzales, A., & Méndez, J. (2005). Diseños prácticos de filtros percoladores en planta de tratamiento de aguas negras. Universidad Rafaela Urdaneta, Maracaibo.234
- Grady, C., & Filipe, C. (2009). Ecological engineering of bioreactors for wastewater treatment. In *Environmental Challenges* (pp. 117–132). Springer.
- Gray, H. (2012). *Laboratory Methods for the Advancement of Wastewater Treatment Modeling*. Wilfrid Laurier University, Waterloo, Ontario, Canada: Wilfrid Laurier University.
- HANNA instruments. (2009). *Instruction Manual, HI 2550 Multiparameter pH/ORP/°C EC/TDS/NaCl Bench Meter*. Recuperado el 13 de Abril del 2015 de <http://www.hannainst.com/usa/prods2.cfm?ProdCode=HI%202550&id=005001>.
- HANNA instruments. (2013). *Manual de Instrucciones HI 88713 Turbidímetro ISO*. Recuperado el 04 de Septiembre del 2014 de file:///C:/Users/SONY/Downloads/manual-HI_88713.pdf.
- Henze, M., & Comeau, Y. (2008). *Wastewater Characteristic*. In: *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. London, UK: IWA publishing.

- Hidalgo, M. D., & Encina, P. G. (2008). Reactores biológicos de lecho fluidizado. *Revista Ingeniería Química-Madrid*, 34(391), 122–134.
- Huffington. (2014). Problemática del Agua. Recuperado el 20 de Noviembre del 2014 de http://www.huffingtonpost.es/2014/03/22/dia-mundial-del-agua_n_5012318.html.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos - INEC. (2012). Censo de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales 2012. Recuperado el 08 de Febrero del 2015 de http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_ConsProvinciales_2012/Municipios-2012/Presentacion_GADMunicipios.pdf.
- Jansen, L. (2014). Apuntes de Ingeniería Ambiental. Recuperado el 12 de Julio del 2014 de <http://es.scribd.com/doc/223193412/Apuntes-de-Ingenieria-Ambiental>.
- Leonard, M., & Williamson, W. (2009). Trickle filter. *Science Programme Manager* 2-4.
- Lesikar, B. J., & Persyn, R. (2000). Trickle filter. *Texas Agricultural Extension Service, Texas A & M University System*.65-69.
- López, J. (2011). Evaluación de la eficiencia de un reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos UASB para el tratamiento de aguas residuales-escala laboratorio. Quito, Ecuador: Universidad San Francisco.
- López, J. (2012). Diseño, construcción y evaluación de un filtro intermitente de arena pómez. Universidad San carlos de Guatemala.21.
- MACHEREY-NAGEL. (2015). NANOCOLOR® spectrophotometers Spectrophotometer NANOCOLOR® UV/VIS II. Recuperado el 11 de Agosto de del 2014 de <http://www.mn-net.com/StartpageWaterAnalysisTesting/NANOCOLOR/Photometers/NANOCOLORUVVISII/tabid/12459/language/en-US/Default.aspx>.
- MACHEREY-NAGEL. (n.d.-a). NANOCOLOR® DQO 1500, Test 0-29. Recuperado el 12 de Septiembre del 2014 de [file:///C:/Users/SONY/Downloads/985029es%20\(1\).PDN](file:///C:/Users/SONY/Downloads/985029es%20(1).PDN).

- MACHEREY-NAGEL. (n.d.-b). NANOCOLOR® Nitrógeno total TNb 22, Test 0-83. Recuperado el 09 de Noviembre del 2014 de ftp://ftp.mn-net.com/espanol/hoja_de_instrucciones/Medi-Test/NANOCOLOR/985083es.pdf.
- MACHEREY-NAGEL. (n.d.-c). NANOCOLOR® orto Fosfato y Fosfato total 45. Recuperado el 27 de, Septiembre del 2014 de ftp://ftp.mn-net.com/espanol/hoja_de_instrucciones/NANOCOLOR/985055es.pdf.
- Massol, A. (2010). Manual de Ecología Microbiana. Recuperado el 11 de Abril de 2015 de <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-ph.pdf>.
- Medina, J. R., Romero, R. L., & Pérez, G. A. (2009). Localización de una planta industrial: Revisión crítica y adecuación de los criterios empleados en esta decisión. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8(3), 271–274.
- Metcalf, & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering. Treatment and Resource Recovery*. Singapore: McGraw Hill.
- Ministerio de Agricultura. (2011). *Protocolo de Monitoreo de la calidad de los recursos hidricos*. Lima, Perú.
- Moncayo, I. y Ayala, D. (2011). Estudio de tratabilidad biológica de aguas residuales domésticas para optimizar resultados a escala real. ESPE.
- Muro, C., Escobar, J., Zavala, R. E., Esparaza, M., Castelanos, J., Gómez, R. M., & García, M. (2009). Evaluación del proceso de microfiltración en un efluente residual de una industria alimenticia para su reuso. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(4), 229–238.
- Narmadha, D., & Kavitha, V. (2012). Treatment of domestic waste water using natural flocculants. *International Journal of life sciences Biotechnology and Pharma Research*. 1(3).
- Nazar, J. (2007). Biofilms bacterianos. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 67(1), 161–172.
- Nopes, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. (2006). Stability analysis of a synthetic municipal wastewater. Department of applied mathematics, biometrics and process control. Gent, Belgium

- Oakley, S., & Salguero, L. (2011). Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas en Centroamerica. Recuperado el 24 de Octubre del 2015 de <http://www.drh.go.cr/textos/documentos/ca.final.06.06.11.pdf>.
- Organización Mundial de la Salud - OMS. (2012). Modulos de formación y de perfeccionamiento del personal de las plantas de tratamiento de aguas residual.
- Pagans, E., Font, X., & Sanches, A. (2006). Adsorption, Absorption, and Biological Degradation of Ammonia in Different Biofilter Organic Media. *Biotechnology and Bioengineering*.6(3).
- Parker, D., & Newman, J. (2006). New Process Design Procedure for Dealing with Variable Trickling Filter Effluent Suspended Solids. *Journal of Environmental Engineering*. *Journal of Environmental Engineering*, 506–513.
- Pérez, J., Hernández, G., González, F., & López, T. (2008). Alternativas para conocer el comportamiento de la calidad del agua en un tramo del arroyo Guachinango. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 17(3), 6–9.
- Philips, P., Wolcott, R., & Schultz, G. (2010). Biofilms made easy. *Wounds International*, 1(3).
- Plan Nacional del Buen Vivir.(2014). Plan Nacional del Buen vivir (2013-2017). Recuperado el 30 de Abril del 2015 de:<http://www.agricultura.gob.ec/wpcontent/uploads/downloads/2014/01/PNBV-2013-2017-publicaci%C3%B3n-web-10-jul-2013.pdf>.
- Quiminet. (2011). Usos y aplicaciones de la piedra pómez en la industria. Recuperado el 2 de Abril del 2015 de <http://www.quiminet.com/articulos/usos-y-aplicaciones-de-la-piedra-pomez-en-la-industria-61575.htm>.
- Ramirez, O. (2012). Investigación de la eficiencia de las etapas en ser del filtro percolador de la planta de tratamiento de aguas. Universidad de San Carlos de Guatemala.23-40.
- Reyes, T., & Rafael, E. (2012). Diseño de un sistema de recolección, depuración y aprovechamiento de aguas residuales para fincas

- agroecológicas familiares en la parroquia el valle Cantón Cuenca, Cuenca. Ecuador: Universidad de Cuenca.
- Rincon, A., Garcia, F., & Tost, G. (2009). Analysis and control of an anaerobic upflow fixed bed bioreactor. *Dyna*, 125-157.
- Rodríguez, J., Mañunga, T., & Cárdenas, C. (2012). Effect of organic matter fractions on the performance of a pulp and paper mill wastewater treatment system. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 15(2), 447–455.
- Rodríguez, L. G. (2009). El tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas como alternativa sostenible para el saneamiento periurbano en Cuba. *Revista de Ingeniería Hidráulica Y Ambiental*, 30(1), 29–35.
- Rojas, J. (2009). Tratamiento de Aguas Residuales: teoría y principios de diseño. *Revistade Ingenieria Ambiental*.69-75.
- Sabliy, L., Kuzminskiy, Y., Gvozdyak, P., & \Lagód, G. (2009). Anaerobic and aerobic treatment of wastewater of milk plants. *Proceedings of ECOpole*, 3(2), 53–65.
- Saminathan, S. K. M., Galvez-Cloutier, R., & Kamal, N. (2013). Performance and Microbial Diversity of Aerated Trickling Biofilter Used for Treating Cheese Industry Wastewater. *Biochemistry and Biotechnology*. 170(1).
- Santos, A. (2009). Diseño y cálculo de la obra de llegada y pretratamiento de una edaru. Madrid, España.
- SENAGUA. (2012). Política Pública Nacional del Agua. Quito, Ecuador.
- Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. *Revista Agron. Colomb.* 26(2).
- Silvestre, A. (2012). Buffer de aguas naturales. Cochabamba – Bolivia. Unlversidad Mayor de San simon.
- Tchobanoglous, G. (2014). *Wasterwater engineering: treatment and resourse recovery* (5 ed.). New York.
- Torres, K. R., & Medrano, Y. (2014). Wastewater treatment from anaerobic digestion. *Revista Ingeniator*, 76–78.

- Torres, P. (2012). *Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo*. Cali, Colombia: Universidad del Valle.
- Torres, P., Forestil, E., & Vazoller, R. (2012). *Composición y uso de agua residual doméstica en reactores a escala de laboratorio*. Cali, Colombia: Universidad del Valle.
- Trujillo, M., & Garcia, M. (2012). Aplicaciones ambientales de microorganismos inmovilizados. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 54–73.
- Universidad Tecnica Particular de Loja - (UTPL). (2010). *Guía para la Selección de Tecnologías de Depuración de Aguas Residuales por Métodos Naturales*. Loja, Ecuador: Editorial UTPL. 6-35.
- Universidad De Las Américas de Puebla - UDPLA (2012). *Fundamentos del tratamiento biológico*. Puebla, México: UDLAP.
- Vedder, H., & Fischer, U. (2011). *Layout and Operation of granular fixed bed reactors*. Recuperado el 07 de Diciembre del 2014 de http://www.imwa.info/docs/imwa_2011/IMWA2011_Vedder_376.pdf.
- Velázquez Patiño, A. C. (2007). *Gestión ambiental y tratamiento de residuos urbanos (manuscrito) propuesta para la zona metropolitana de Guadalajara a partir de las experiencias de la Unión Europe*. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid.
- Venta, M. B., Lorenzo, E. V., García, L. A. F., Castro, C. H., Torres, I. F., Alvarez, C. A., & Sánchez, E. (2005). *Determinación de Parámetros de Diseño Y Desinfección con Ozono de un Efluente Municipal*. *Revista CENIC*. 36.
- Von esperling Marcos, & Chernicharo, C. (2008). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*, 856..
- Wik, T. (2003). *Trickling filters and biofilm reactor modelling*. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2(4), 193–212.
- Wilsenach, J., Burke, L., Radebe, V., Mashego, M., Stone, W., Mouton, M., & Botha, A. (2014). *Anaerobic ammonium oxidation in the old trickling filters at Daspoort Wastewater Treatment Works*. *Water SA*, 40(1)

WTW GmbH. (2013). Medición de DBO por autocontrol. Recuperado el 13 de Marzo del 2015 de <http://www.wtw.de/es/productos/laboratorio/dbo-respiracion/dbo-con-monitoreo-automatico-de-la-medicion.html>.

Zarco, A., & Hiriart, M. (2009). Usos consuntivos de agua residual superficial y subterránea. Recuperado el 17 de Noviembre del 2014 de http://www2.inecc.gob.mx/emapas/download/lch_usos_consuntivos.pdf.

ANEXOS

Anexo1. Variaciones de la receta del agua residual elegida

Componentes de agua sintética(1Litro)	Cantidad(g/l)	Condiciones	Observaciones	Parámetros
Almidón de yuca Leche en polvo (NH₄)₂SO₄ KH₂O₄ Gelatina Mg SO₄ Bicarbonato Jabón	0.3241 0.1022 0.0744 0.044 0.0342 0.0033 0.1504 0.0030	Muestra de agua residual sin variaciones en sus componentes	Existió presencia de sólidos sedimentables, nitrato y fosfatos muy bajos, debido a esto la muestra no se consideró representativa	DQO= 450 N= 2.3 P= 3.9 pH= 7.3
Panela Leche en polvo (NH₄)₂SO₄ KH₂O₄ Gelatina Mg SO₄ Bicarbonato Jabón	0.3420 0.1022 0.0744 0.044 0.0342 0.0033 0.1504 0.0030	Muestra de agua residual con la variación de panela por almidón	Existió presencia de sólidos sedimentables, nitrato y fosfatos muy bajos, debido a esto la muestra no se consideró representativa	DQO= 606 N= 0.8 P= 6.2 pH= 7.3
Azúcar morena Leche en polvo (NH₄)₂SO₄ KH₂O₄ Gelatina	0.3420 0.1022 0.0744 0.044 0.0342	Muestra de agua residual con la variación de azúcar	Existió presencia de sólidos, sedimentables, difícil	DQO=566 N= 3 P= 0.04 pH= 7.1

Mg SO₄	0.0033	morena y almidón	disolución de la azúcar morena nitrato y fosfatos muy bajos, el pH estuvo acido existió fermentación, debido a esto la muestra no se consideró representativa	
Bicarbonato	0.1504			
Jabón	0.0030			
Almidón	0.1712			
Almidón de maíz	0.3421	Muestra de agua residual con la variación de almidón	Existió presencia de sólidos sedimentables , nitrato y fosfatos muy bajos, debido a esto la muestra no se consideró representativa	DQO= 339 N= 0.41 P= 0.41 pH= 7.1
Leche en polvo	0.1022			
(NH₄)₂SO₄	0.0744			
KH₂O₄	0.044			
Gelatina	0.0342			
Mg SO₄	0.0033			
Bicarbonato	0.1504			
Jabón	0.0030			
Almidón	0.1714	Muestra de agua residual con la mitad de la cantidad de almidón.	Existió presencia de sólidos sedimentables , nitrato y fosfatos muy bajos, debido a esto la muestra no se	DQO= 392 N= 0.8 P= 7.3 pH= 7.3
Leche en polvo	0.1022			
(NH₄)₂SO₄	0.0744			
KH₂O₄	0.044			
Gelatina	0.0342			
Mg SO₄	0.0033			
Bicarbonato	0.1504			
Jabón	0.0030			

			consideró representativa	
Almidón	0.1000	Muestra de agua residual con variaciones en la cantidad de almidón, azúcar y leche en polvo	No existió sedimentación de la muestra realizada y el DQO , nitratos y fosfatos fueron los idóneos , es considerada la muestra más representativa	DQO= 550 N= 1.4 P= 16.3 pH= 7.2
Leche en polvo	0.2000			
(NH₄)₂SO₄	0.0744			
KH₂O₄	0.044			
Gelatina	0.0342			
Mg SO₄	0.0033			
Bicarbonato	0.1504			
Jabón	0.0030			
Azúcar	0.171			

ANEXO 2. Composiciones de aguas residuales sintéticas.

Nombre del compuesto	Concentraciones	Nº Formula
Cloruro de amonio (NH₄Cl)	96 mg/l	Formula N°1
Fosfato de potasio monobásico (KH₂PO₄)	17 mg/l	
Sulfato de magnesio heptahidratado (MgSO₄·7H₂O)	24 mg/l	
Cloruro de calcio dihidratado (CaCl₂·2H₂O)	2.4 mg/l	
Acetato de sodio 115 (CH₃COONa)	820.3 mg/l	Formula N°2
Acetato sódico (CH₃COONa)		
Almidón Soluble		
Almidón de patata		
Bicarbonato de Sodio (NaCO₃)	115.0 mg/l	
D(+)-Cebiosa (C₁₂H₂₂O₁₁)	161.0 mg/l	

Cloruro de calicó (CaCL₂)	30.0 mg/l		
Dihidrogeno fosfato de potasio (KH₂PO₄)	44.5 mg/l		
D(+)-Glucosa(C₆H₁₂O₆)	161.0		
Sulfato de Amonio((NH₄)₂SO₄)	74.2 mg/l		
Sulfato de Amonio Ferroso((NH₄)₂Fe(SO₄)₂)	3.0 mg/l		
Sulfato de Magnesio (MgSO₄ ·7H₂O)	50 mg/l		
dextrina (C₆H₁₀O₅)	150 mg/l	Formula N°3	
cloruro de amonio (NH₄CL)	130 mg/l		
Extracto de levadura	120 mg/l		
Glucosa (C₆H₁₂O₆)	100 mg/l		
Almidón soluble	100 mg/l		
carbonato de sodio (Na₂CO₃)	150 mg/l		
Detergente (comercial)	10 mg/l		
ortofosfato monosódico	100 mg/l		
Sulfato de potasio(K₂SO₄)	8.3 mg/l		
Caolín	10 000 mg/l		
Urea	91.74 mg/l		Formula N°4
Cloruro de amonio (NH₄Cl)	12.75 mg/l		
Na-acetato	79.37 mg/l		
Na-acetato.3H₂O	131.64 mg/l		
Peptona	17.41 mg/l		
MgHPO₄.3H₂O	29.02 mg/l		
KH₂PO₄	23.4 mg/l		
FeSO₄.7H₂O	5.80 mg/l		
Almidón	122.00 mg/l		
Leche en polvo	116.19 mg/l		
Levadura	52.24 mg/l		
Aceite de Soya	29.02 mg/l		
Gelatina	34 mg/l	Formula N°5	

Almidón	171mg/l	
Leche en polvo	102mg/l	
Jabón de tocador	3mg/l	
MgSO₄.7H₂O	3mg/l	
KH₂PO₄	44.5mg/l	
(NH₄)₂O₄	74.2mg/l	
NaHCO₃	150mg/l	Formula N°6
Almidón de yuca	0.3241 mg/l	
Leche en polvo	0.1022 mg/l	
(NH₄)₂SO₄	0.0744 mg/l	
KH₂O₄	0.044 mg/l	
Gelatina	0.0342 mg/l	
Mg SO₄	0.0033 mg/l	
Bicarbonato	0.1504 mg/l	
Jabón	0.0030 mg/l	

Adaptado de: (Gray, 2012); (Camacho, 2002); (Fritia, Scholz, Swift, & Hutchinson, 2013); (Nopes, Capalozza, & Vanrollegem, 2006); (P. Torres, Forestil, & Vazoller, 2012); (Cardona & Vanegas, 2009).

ANEXO 3. Materiales seleccionados para la elaboración del reactor piloto

Módulo	Característica	Observaciones
Tanque homogenizador	Bidón plástico color azul con una capacidad volumétrica de 55-60 l	Contiene los 36 l de agua residual sintética
Reactor 1	2 metros de tubo de pvc ,de 16cm de diámetro en color blanco	Cada tanque es de 65 cm y contiene 60 cm del lecho filtrante.
Reactor 2		
Reactor 3		
Sistema de transporte del agua residual	4 m de tubería para agua caliente. Componentes de plomería como: uniones, codos, uniones universales, llaves de toma de muestra, válvulas alivianadoras de presión.	A la entrada del reactor 1 la válvula se encuentra abierta en un 15% para controlar el caudal y a la entrada de los 2 reactores siguientes se encuentra abierta el 100%
Materiales adicionales al sistema	-Termostato JAD de 50w -Aireador de 4 boquillas -Aireador de 2 boquillas -3 metros de manguera plástica para aireadores	Estos equipos se usaron para controlar las variables de oxígeno disuelto y temperatura

Anexo 4. Valores máximos permisibles de descarga de efluentes hacia un cuerpo dulce.

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Nitrógeno Total	N	mg/l	15
Potencial de hidrogeno	pH	mg/l	5-9
Solidos Totales	ST	mg/l	1600
Solidos Suspendidos	SS	mg/l	100
Temperatura	°C		<35
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	D.B.O ₅	mg/l	100
Demanda Química de Oxígeno	D.Q.O	mg/l	250
Coliformes fecales		Nmp/100	Remoción > al 99,9%
Fosforo Total	P	mg/l	10
Solidos Sedimentables		ml/l	1,0