



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

EVALUACION DE LODOS ACTIVADOS Y OXIDACIÓN AVANZADA
FENTON PARA LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DEL RÍO
MACHÁNGARA

AUTOR

Wilson Stalin Corella Parra

AÑO

2018



FACULTAD DE INGENIERIA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

EVALUACION DE LODOS ACTIVADOS Y OXIDACIÓN AVANZADA FENTON
PARA LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DEL RÍO MACHÁNGARA

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos establecidos
para optar por el título de Ingeniero ambiental en prevención y remediación

Profesor Guía

MSc. Eugenia Paola Posligua Chica

Autor

Wilson Stalin Corella Parra

Año

2018

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Evaluación de lodos activados y oxidación avanzada Fenton para la remediación del río Machángara, a través de reuniones periódicas con el estudiante Wilson Stalin Corella Parra, en el semestre 2018-1, 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"

Eugenia Paola Posligua Chica

Máster en Ingeniería y Gestión Medioambiental

C.I.: 091975015-8

DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Evaluación de lodos activados y oxidación avanzada Fenton para la remediación del río Machángara de Wilson Stalin Corella Parra en el semestre 2018-1, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

Viviana Pavlova Sigcha Terán

Máster en Gestión Integral del Agua

C.I.: 172221616-3

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.”

Wilson Stalin Corella Parra

C.I.:1727587436

RESUMEN

La materia orgánica disuelta puede ser un contaminante cuando está en exceso en las aguas residuales. La materia orgánica contribuye a la eutrofización en ríos y lagos, proceso que afecta a la biodiversidad de los ecosistemas y a la salud de las personas.

Los lodos activados son un tratamiento convencional biológico, que utiliza microorganismos para degradar la materia orgánica en el agua. El proceso oxidación avanzada Fenton es un tratamiento químico no convencional, que, mediante el uso del reactivo Fenton (H_2O_2), oxida la materia orgánica mediante reacciones químicas en presencia de un catalizador (Fe_2SO_4). El presente estudio se enfoca en la comparación entre ambas tecnologías, lodos activos y oxidación avanzada Fenton en cuanto a la remoción de materia orgánica proveniente de aguas servidas del río Machángara.

El desarrollo de este trabajo de investigación se llevó a cabo a través de la implementación de un diseño experimental factorial para ambos tratamientos. Los mejores resultados fueron escogidos para calcular las eficiencias de remoción de cada tratamiento, para finalmente analizarlos con análisis estadístico mediante el análisis de varianza. Se obtuvo una remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) del 76,9% en el proceso de lodos activos, con condiciones de una dosificación de nutrientes de 0.5 mg y un tiempo de retención de 6 horas, mientras que el mejor resultado para el proceso de oxidación avanzada Fenton fue de una remoción de 97.3% de DBO_5 , con una dosificación del reactivo Fenton de 0.5 mg y un tiempo de exposición a luz ultravioleta de 6 horas. Se determinó que el proceso de oxidación avanzada Fenton es una tecnología efectiva para la remoción de materia orgánica, ya que hubo más remoción que el tratamiento convencional.

Palabras clave: contaminación, materia orgánica, lodos activados, oxidación avanzada Fenton, Demanda Bioquímica de Oxígeno

ABSTRACT

Organic matter can be a contaminant when it is in excess in wastewater. Organic matter contributes to eutrophication in rivers and lakes, a process that affects the biodiversity of ecosystems and the health of people.

Activated sludge is a conventional biological treatment, which uses microorganisms to degrade organic matter in water. Advanced Fenton oxidation process is an unconventional chemical treatment, which, by using the Fenton reagent, oxidizes organic matter by chemical reactions in the presence of a catalyst. The present study focuses on the comparison between these technologies; activated sludge and advanced oxidation Fenton process in terms of the removal of the organic matter coming from the wastewater from the source of the Machángara River.

Both technologies were executed at a laboratory scale, implementing a factorial experimental design for both treatments. The best results were calculated for their respective removal efficiencies, to be then analyzed with statistical analysis through the analysis of variance. A Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) removal of 76.9% was obtained in the active sludge process, with the conditions of a nutrient dose of 0.5 mg and a retention time of 6 hours, while the best result for Advanced oxidation Fenton process was a 97.3% removal of BOD₅, with a dose of Fenton reagent of 0.5 mg and an exposure time to ultraviolet light of 6 hours. It was determined that the Fenton advanced oxidation process is an effective technology for the removal of organic matter, since it removed more organic matter than the conventional treatment.

Keywords: Contamination, organic matter, activated sludge, Fenton process, Biochemical Oxygen Demand

ÍNDICE

1.	Introducción	11
1.1.	Antecedentes.....	11
1.2.	Alcance.....	13
1.3.	Justificación	13
1.4.	Objetivos	15
1.4.1.	Objetivo general.....	15
1.4.2.	Objetivos específicos.....	16
2.	Marco Referencial.....	16
2.1.	Descarga de aguas residuales	16
2.2.	Contaminación de los recursos hídricos	17
2.2.1.	Contaminación por materia orgánica	18
2.3.	Remediación y tratamiento de aguas residuales	20
2.4.	Remoción de materia orgánica	21
2.4.1.	Tecnologías biológicas	23
2.4.1.1.	Biofiltro anaerobio	24
2.4.1.2.	Lodos activados	24
2.4.2.	Tratamiento Químico	27
2.4.2.1.	Oxidación avanzada.....	27
2.4.3.	Variables de influencia de tratamientos	32
2.5.	Caso de estudio: Río Machángara.....	37
2.5.1.	Descripción de área de estudio	37
2.5.1.1.	Problemática	37
2.5.1.2.	Impactos ambientales	39
3.	Metodología	40
3.1.	Descripción de la metodología.....	40
3.2.	Caracterización lugar de estudio	41
3.2.1.	Ubicación del lugar de muestreo	41
3.2.2.	Recolección y conservación de muestras.....	42

3.2.3.	Caracterización de muestras	43
3.2.3.1.	Parámetros físicos	43
3.2.3.2.	Parámetros químicos	44
3.2.3.3.	Parámetros biológicos.....	44
3.3.	Desarrollo del diseño experimental.....	46
3.3.1.1.	Diseño experimental para tratamiento con lodos activados	46
3.3.1.2.	Diseño experimental para tratamiento con oxidación avanzada Fenton	48
3.4.	Fase experimental	49
3.4.1.	Tratamiento Preliminar	49
3.4.2.	Tratamiento lodos activados	50
3.4.2.1.	Producción MLVSS inicial	50
3.4.2.2.	Experimentación de lodos activos	51
3.4.3.	Tratamiento Oxidación avanzada Fenton	51
3.4.4.	Cálculo de la eficiencia	52
4.	Resultados y análisis de resultados	53
4.1.	Caracterización del agua residual.....	54
4.2.	Resultados de lodos activados	56
4.3.	Resultados de oxidación avanzada Fenton	60
4.4.	Comparación de las tecnologías.....	64
4.4.1.	Calculo de las eficiencias	65
4.4.2.	Análisis estadístico	66
4.4.2.1.	Verificación de los datos	66
4.4.2.2.	Análisis de varianza	69
4.4.2.3.	Comparaciones de tratamientos por parejas de Fisher	71
5.	Conclusiones y Recomendaciones.....	74
5.1.	Conclusiones	74
5.2.	Recomendaciones	75
	Referencias	76

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tecnologías para remoción de materia orgánica en aguas residuales....	22
Tabla 2. Lista de agentes oxidantes	28
Tabla 3. Variables de importancia en procesos de lodos activos y oxidación avanzada Fenton	32
Tabla 4. Valores de parámetros de DQO y DBO ₅ del río Machángara.....	39
Tabla 5. Volumen necesario para analizar BDO ₅ en equipo Oxitop.	45
Tabla 6. Factores de control con sus respectivos niveles para el proceso de lodos activados.....	47
Tabla 7. Matriz de combinación de factores y niveles con los factores respuesta para lodos activados.....	47
Tabla 8. Factores de control con sus respectivos niveles para el proceso de oxidación avanzada Fenton.....	48
Tabla 9. Matriz de combinación de factores y niveles con los factores respuesta para Fenton	49
Tabla 10. Caracterización inicial del agua residual del río Machángara.....	55
Tabla 11. Resultados del DFCA de la experimentación de lodos activados	56
Tabla 12. Análisis de varianza del tratamiento de lodos activados	59
Tabla 13. Resultados del DFCA de la experimentación de Fenton.	61
Tabla 14. Análisis de varianza del tratamiento de oxidación avanzada Fenton. ...	63
Tabla 15. Resultados de Eficiencia de los mejores tratamientos	65
Tabla 16. Análisis de varianza entre tratamientos.....	70
Tabla 17. Comparaciones por parejas de Fisher: Tratamiento.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de un sistema convencional de lodos activados	26
Figura 2. Concentración de parámetros del río Machángara	38
Figura 3. Diagrama de procesos de la metodología	41
Figura 4. Punto de muestreo geográfico y medición de parámetros in-situ.....	42
Figura 5. Fotografía de la zona de muestreo.....	54
Figura 6. Gráfico de comparación entre valores medidos con límites permisibles	55
Figura 7. Resultados finales de la experimentación con lodos activos.....	57
Figura 8. Resultados finales de la experimentación oxidación avanzada Fenton .	62
Figura 9. Eficiencias de los mejores tratamientos de lodos activados y oxidación avanzada	66
Figura 10. Gráfica de normalidad de los residuos de los resultados de DBO ₅	68
Figura 11. Prueba de igualdad de varianzas: Residuos vs. Tratamiento	69

1. Introducción

1.1. Antecedentes

Diariamente a escala global se producen millones de litros de aguas residuales como producto de las actividades antropogénicas (Moncayo Del Pozo, 2013, p. 10); de los cuales, el 80% no son tratados previamente (Organización Naciones Unidas, 2017). Ya sea a nivel doméstico o industrial, estas descargas líquidas contienen una variedad de contaminantes que, de acuerdo con su naturaleza, son dañinos para el medio ambiente. El exceso de materia orgánica disuelta es uno de estos contaminantes. Se estima que para el 2050, 2.5 billones de personas a nivel mundial serán afectadas por exceso de materia orgánica disuelta en fuentes de agua dulce (Wen, 2017).

La materia orgánica que se descarga en los ríos genera problemas ambientales, ya que interrumpe las funciones de los ecosistemas, cuando estas aguas residuales con contenido alto de materia orgánica fluyen a cuerpos de agua sin tratamiento, la materia orgánica es asimilada por microorganismos aeróbicos como bacterias y hongos, y el oxígeno disuelto se consume con su crecimiento. Así, la contaminación de la materia orgánica causa una disminución en la biodiversidad por efectos de eutrofización (Inamori y Fujimoto, 2008, p. 54).

Por esta razón, se requiere la investigación de diversas tecnologías para la remediación de efluentes contaminados. Existen varias tecnologías que se pueden aplicar, tanto físicas, químicas, como biológicas que se utilizan para la remoción del exceso de materia orgánica. Tecnologías biológicas como los lodos activados, son

unos de los tratamientos más utilizados para la remoción y recuperación de nutrientes mediante procesos metabólicos de producción de biomasa y dióxido de carbono. Se utiliza comúnmente como fase secundaria en un gran porcentaje de la mayoría de plantas de tratamiento a nivel mundial, debido a su alta efectividad para remoción de materia orgánica y coliformes totales. Se ha construido plantas de tratamiento en base al proceso de lodos activados en varias partes de Ecuador; desde la ciudad de Quito, por ejemplo, la planta de tratamiento de aguas residuales del sector Quitumbe, hasta en sectores rurales por la ciudad de Machala (Carrión, 2016; Muñoz, 2016). Sin embargo, en Ecuador se ha observado numerosos problemas acerca de la gestión y eficiencia de estos, lo cual resulta en sistemas ineficientes para remoción de contaminantes que, en consecuencia, además de contribuir a los problemas ambientales, genera problemas económicos y sociales.

Es por esto, que se desea investigar métodos alternativos innovadores y con poca aplicación en el país para remover materia orgánica disuelta en aguas contaminadas. Uno de estos, la oxidación avanzada con Fenton, es un tratamiento químico, que se basa en la formación de iones de hierro en presencia de moléculas oxidantes, lo cual resulta en la oxidación de materia contaminante en aguas residuales. El proceso de oxidación avanzada con Fenton ha demostrado que tiene una alta capacidad de remoción de materia orgánica en efluentes y descargas (Lourdes et al, 2013). En un estudio en Ciudad Real, España, se utilizó oxidación avanzada para el tratamiento de materia orgánica de efluentes de una industria de bebidas, resultando en una remoción efectiva del DBO_5 (Duran, 2014). A nivel nacional, se ha empleado el proceso avanzado de oxidación Fenton para el tratamiento de suelos contaminados por hidrocarburos en la provincia de Sucumbíos y contaminación de aguas con metales pesados en el Oro (Coello, 2011; Villacreces, 2013). Sin embargo, la investigación acerca de la aplicación de esta tecnología como método para remoción de contaminantes en el agua no se ha desarrollado mucho en el país a pesar de que se ha demostrado su eficiencia.

Ante lo expuesto anteriormente, es de alta relevancia la investigación de diversas tecnologías para la remoción de materia orgánica disuelta en el país. Se escogió un recurso hídrico considerado altamente contaminado, el río Machángara, en la ciudad de Quito. Por tanto, el presente proyecto promueve la evaluación de tratamientos de aguas residuales mediante lodos activados y oxidación avanzada Fenton. Esto representaría un aporte para la ciudad y el conocimiento acerca de otras tecnologías disponibles, y sobre cómo proceden los mecanismos de remediación en ambientes naturales.

1.2. Alcance

Evaluar y comparar procesos de remediación para el tratamiento de la materia orgánica del agua contaminada proveniente de una descarga hacia el río Machángara, Posterior a su caracterización, se diseñarán a escala de laboratorio los tratamientos de: lodos activados y oxidación avanzada Fenton. Se verificará la eficiencia mediante la caracterización fisicoquímica para finalmente comparar sus rendimientos mediante análisis estadístico.

1.3. Justificación

Una población creciente demanda una mayor cantidad recursos naturales para su desarrollo, lo cual conlleva a la generación de más contaminación. La contaminación de los recursos hídricos, en especial la materia orgánica disuelta en exceso es un tema que pone en peligro al ambiente y a las personas. Es por esto por lo que se

requiere la investigación de tecnologías para la disminución de la contaminación, especialmente en Ecuador, donde la normativa legal exige la descarga responsable y adecuada de aguas residuales hacia efluentes naturales. Aunque sí existen aplicaciones de tecnologías como lodos activados para el tratamiento de aguas, se ha demostrado que la tecnología no es siempre la más eficiente debido a su necesidad de monitoreo constante y la sensibilidad a concentraciones variables. Sin embargo, la oxidación avanzada Fenton no se ha investigado a profundidad en el país y tiene la potencial de ser una tecnología más aplicativa y efectiva.

Se desea hacer un estudio comparativo entre ambas tecnologías en un efluente contaminado: el río Machángara. Este río es considerado uno de los ríos más representativos de la capital de Ecuador, pero también es uno de los más contaminados. Esto ha contribuido a que se convierta en una fuente de peligro para la naturaleza debido a las elevadas concentraciones de sustancias tóxicas que acarrearán hacia la unión con el río Esmeraldas, y finalmente hacia el Pacífico (El Comercio, 2015); afectando incluso a personas río abajo que dependen del afluente para la agricultura, lo cual evidencia una violación de los derechos del buen vivir hacia las personas y la naturaleza. Tampoco existe información disponible acerca de la aplicación y comparación de estas tecnologías en el río Machángara, un río con alto valor cultural para Quito (Lasso, 2014, p. 11). Es necesario conocer más sobre la disminución de riesgo biológico y ambiental que está presente.

Ante lo expuesto sobre la problemática ambiental de la contaminación de materia orgánica del Machángara y las tecnologías disponibles, se propone en el siguiente proyecto un análisis comparativo entre la aplicación de las tecnologías de lodos activados y oxidación avanzada Fenton para la remoción de la carga orgánica del río Machángara.

Se desea implementar estas tecnologías en el río Machángara para obtener un mayor conocimiento de las diferencias de ambos tratamientos en un caso real. El desarrollo de este proyecto conllevará a conocer más el comportamiento del río, sus interacciones con factores bióticos y abióticos y su rol ecológico. Este proyecto servirá de base para establecer líneas de investigación en cuanto a remediación de carga orgánica en un río de interés y afluentes similares en el país para su posible recuperación y reutilización. Además, podrá generar más investigaciones acerca de tecnologías de remediación alternativas además de lodos activados, que en fin permitirá una gestión adecuada y responsable del recurso agua. La aplicación de la oxidación avanzada Fenton podría resultar ser una tecnología más efectiva para remover contaminantes en el agua, lo cual permitirá y facilitará la introducción e implementación de esto y nuevas tecnologías similares en el país, fomentado y reduciendo el impacto ambiental que ya se genera hacia los recursos hídricos.

Hipótesis: La remoción de materia orgánica depende del tipo de tratamiento, sea biológico o químico.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Evaluar los sistemas de remediación de lodos activados y oxidación avanzada Fenton para la degradación de materia orgánica del río Machángara

1.4.2. Objetivos específicos

- Caracterizar las muestras de agua del río Machángara antes y después de los tratamientos mediante métodos físicos, químicos y biológicos
- Aplicar un proceso de oxidación avanzada Fenton y lodos activados para la degradación de materia orgánica, mediante la implementación de un diseño experimental
- Comparar la eficiencia de las tecnologías implementadas para degradación de materia orgánica mediante interpretación y análisis estadístico de los resultados

2. Marco Referencial

2.1. Descarga de aguas residuales

Las aguas residuales se consideran las aguas que han pasado por algún uso antropogénico (Agencia de Protección Ambiental, 1997, p. 5, Von Sperling, 2007, p. 5). Puede ser una combinación de efluentes domésticos que consiste en aguas negras y grises, agua proveniente de establecimientos comerciales e instituciones, efluentes industriales, aguas pluviales y otras escorrentías urbanas en conjunto con efluentes de industrias (Tilley, et al., 2016, p. 175).

A nivel mundial, se estima que el 44% de esta agua se consume, principalmente por la agricultura a través de la evaporación en tierras de cultivo de regadío (WWAP, 2015). El 56% restante se libera al medio ambiente como aguas residuales en forma de efluentes municipales e industriales y agua de drenaje agrícola. La mayor parte del agua extraída para uso antropogénico se devuelve al ambiente (Lizarazo y Orjuela, 2013, p. 4), donde la mayoría de veces la calidad de agua varía en sus características desde su captación.

Los países altamente desarrollados tratan alrededor del 70% de las aguas residuales que generan (WWAP, 2017, p. 2); mientras que, el valor baja al 28% en los países de desarrollo mediano bajos. En los países de bajo desarrollo, solo el 8% de las aguas residuales industriales y municipales se someten a tratamientos de cualquier tipo (Sato, et al., 2013, pp. 1-13). Es estimado que alrededor de 80% de las aguas residuales son descargadas hacia el ambiente sin un tratamiento adecuado (UNEP, 2006, p. 45; WWAP, 2017, p. 2).

2.2. Contaminación de los recursos hídricos

Históricamente, las aguas superficiales se han utilizado como un medio para la eliminación directa de aguas residuales y otros desechos (Khebiza et al., 2006, p. 153; Maso, 2009, p. 1; Ho et al. 2012, p. 1). Los aumentos de las descargas de aguas residuales tratadas inadecuadamente están contribuyendo a una mayor degradación de la calidad del agua en aguas superficiales y subterráneas en todo el mundo.

Las aguas residuales contienen una gran cantidad de contaminantes físicos, químicos y biológicos a diferentes niveles de concentración (Walakira, 2011, p. 7), que, a su vez, genera diferentes efectos en el ambiente (Giessen, 2015, p. 58). Estos contaminantes exponen un riesgo para la salud de los seres humanos, además de que también tiene un impacto directo en los ecosistemas y los servicios que brindan (Corcoran, 2010, p. 24) De los diferentes tipos de contaminantes, la materia orgánica disuelta en el agua puede generar graves impactos ambientales (Inamori & Fujimoto, 2010, p. 142).

2.2.1. Contaminación por materia orgánica

La materia orgánica del agua involucra a los compuestos orgánicos, generados a partir de los residuos de los animales, plantas y microorganismos. La materia orgánica está presente en todas las aguas naturales (Sillanpa, 2014; Mostofa et al, 2013, p. 3), como resultado de las interacciones entre el ciclo hidrológico, la biosfera y la geosfera (Hansell & Carlson, 2001, p. 41; Smith et al, 2015, p. 667-671). Consiste en una gama de compuestos con una amplia variedad de composiciones y estructuras químicas. Muchos tipos de compuestos orgánicos, como los bifenilos policlorados (PCB), fenoles, ésteres, grupos carboxilos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), compuestos alifáticos y heterocíclicos pueden estar presentes en las aguas residuales (Sillanpää, 2014, pp.2-3).

La mayoría de compuestos orgánicos en el agua se degradan naturalmente mediante procesos biológicos en el ambiente (Hopkinson et al, 2002, p. 4462; Alvarez, 2005, p. 17-18). Sin embargo, las descargas de aguas residuales por

actividades humanas pueden acelerar la velocidad a la cual la materia orgánica ingresa a los recursos hídricos (Maso, 2009; Gil, 2012, p. 60). La escorrentía de la agricultura, la contaminación de los sistemas sépticos y las alcantarillas, y otras actividades relacionadas con los seres humanos aumentan el flujo de sustancias orgánicas en los ecosistemas, lo cual genera el proceso de eutrofización. Este proceso ocurre cuando la materia orgánica se descompone en medios acuosos, la materia orgánica se convierte en inorgánica por los microorganismos (Navarro, 2002; Lehmann & Kleber, 2015, p. 60-61). Este proceso de descomposición consume oxígeno, lo que reduce la concentración de oxígeno disuelto en el agua. El nivel de oxígeno reducido conlleva a la pérdida de biodiversidad por la muerte de peces. Este problema también puede ocasionar problemas de salud de las personas si el agua es ingerida, en caso de la generación de compuestos tóxicos por cianobacterias en aguas con bajo oxígeno disuelto (Barba, 2002 p. 22).

Los contaminantes orgánicos en las aguas residuales se pueden clasificar de acuerdo con su biodegradabilidad (Zheng, 2013, p. 252). Los contaminantes orgánicos con estructuras simples y alta hidrofiliidad se degradan en el medio ambiente. Estos contaminantes orgánicos, como el polisacárido, el metanol pueden ser degradados por bacterias, hongos y algas. Por otro lado, los contaminantes orgánicos persistentes (COP), como los HAP, los PCB y el dicloro difenil tricloroetano (DDT), se metabolizan muy lentamente (Langenbach, 2013, p. 308; Dirinck et al., 2014, p. 1952). Son solubles en lípidos y muchos de ellos son cancerígenos, teratogénicos y neurotóxicos (Svesstrup, 2010; Ross & Birnbaum, 2012, p. 16). Pueden ser secuestrados en sedimentos y existir durante décadas, donde eventualmente pueden ser transportados por el agua y luego a la cadena alimenticia (Zheng, 2013). Estos compuestos son muy persistentes y, por lo tanto, muy difíciles de remover en el agua (Arbeli, 2009, p. 57).

La contaminación orgánica puede tener graves repercusiones en la pesca continental (Linbo, 2009, p. 1455; Crawford, 2013, p. 2), la seguridad alimentaria y, en particular, los medios de subsistencia de las comunidades rurales pobres. La contaminación orgánica severa afecta alrededor de un séptimo de todos los tramos fluviales en África, Asia y América Latina y ha venido aumentando constantemente durante años (PNUMA, 2016, pp. 15-27).

Se estima que, en promedio, cada individuo, por día, produce una cantidad de entre 40-50 gramos por día de carga orgánica (Arceivala & Asolekar, 2008, p. 12; Moncayo del Pozo, 2013; Mesdaghinia et al., 2015, p. 3). La población contamina en un 80% los ríos de las ciudades; mientras que, las industrias vierten el 20% de otros contaminantes), lo cual representa una carga alta y una presión fuerte hacia los recursos hídricos que reciben la mayoría de la contaminación.

2.3. Remediación y tratamiento de aguas residuales

Considerando todos los impactos negativos que se pueden generar al descargar contaminantes al ambiente, es necesario un tratamiento adecuado de las aguas residuales al ambiente, para garantizar seguridad de los ecosistemas y la salud y bienestar de las poblaciones (Fernandes, 2011, p. 15).

El tratamiento de aguas residuales es un conjunto de procesos utilizado para convertir las aguas residuales en un efluente que puede devolverse al ciclo del agua con problemas ambientales mínimos o para reutilizarse. Durante todos los procesos de tratamiento, los contaminantes se eliminan o descomponen en compuestos

menos o nada peligrosos para el ambiente, que son recolectados y gestionados separadamente. Existen varios tipos y niveles de tratamiento de aguas residuales, cuya elección depende de la naturaleza de los contaminantes, la carga contaminante y el uso final previsto del efluente (Von Sperling, 2007, p. 43).

Las plantas de tratamiento municipales, cuya función es tratar agua residual de uso doméstico, generalmente consta en un tratamiento primario que consiste en procesos físicos para eliminar sólidos flotantes, arenas y sedimentos. El agua pasa a un tratamiento secundario, que remueve la materia orgánica del agua mediante procesos biológicos o químicos. En ciertos casos se emplea un tratamiento avanzado para recuperar agua de mejor calidad que puede ser utilizada. Los metales pesados, productos químicos tóxicos y otros contaminantes pueden eliminarse del agua residual doméstica e industrial en mayor medida.

Las tendientes investigaciones están enfocadas en tecnologías nuevas para la remoción de contaminantes en las aguas residuales, las cuales pretenden identificar soluciones alternativas para los problemas ambientales.

2.4. Remoción de materia orgánica

Existe una variedad de tecnologías específicas para la remoción de materia orgánica en el agua, que se pueden observar a continuación:

Tabla 1.

Tecnologías para remoción de materia orgánica en aguas residuales

Clas.	Método de tratamiento	Ventajas	Desventajas	Efectividad
Físico	Adsorción	-Alta eficiencia en eliminación de MO -Fácil implementación -Disponibles para varios caudales y concentraciones de contaminantes	-Requiere de reemplazo de adsorbente -En ciertos casos, adsorbente debe ser desechado, generando un contaminante secundario -Pretratamiento de sólidos es necesario	90-98% (Acemioğlu, 2004, p. 371; Nageeb, 2013, p. 173 De Gisi, 2016).
	Decantación	- Remoción de sólidos grandes -Proceso sencillo -Puede ser integrado en otros procesos	- Baja efectividad - Utilizado como tratamiento primario, necesario otro proceso	35-50% (Bisawas et al., 2012, p. 97)
Químico	Coagulación	-Económico -Método convencional con una alta efectividad -Eficaz para remoción de moléculas grandes	-Producción de lodos -Requiere de tratamiento secundario	75-90% (Semerjian, 2001)
	Procesos oxidación avanzada	-Mineralización completa del contaminante -Reacción rápida -Oxidantes selectivos -Fácil adaptación a plantas de	-Necesario una separación del catalizador del agua tratada -Efectividad dependiente de nivel de pH -Radiación UV es	90-98% (Trujillo, 2006; Pirkanniemmi et al., 2007, p. 556; Zheng, 2013)

	tratamiento existentes	un proceso de alto uso energético	
	-Alta eficiencia en remoción de COPs -Oportunidades de cogeneración de energía	-El metano, si no es recuperado, es un contaminante atmosférico secundario -Proceso lento -Ineficiente con aguas residuales altamente concentraciones	94% (Chen et al., 2017, p. 1308)
Biológico	-Remueve toda materia orgánica biodegradable	-Requiere espacio grande -lodo es un desecho que requiere una disposición final -Requiere nutrientes adicionales -Proceso es sensible a variaciones de concentración y condiciones.	90-97% (Van Winckel, 2014)
	Lodos activados		

Nota: Clas. = Clasificación

2.4.1. Tecnologías biológicas

Los procesos biológicos en el tratamiento de aguas residuales reproducen la degradación que ocurre naturalmente en ríos, lagos y arroyos (Rozkošný et al., 2014, p. 18). Requieren de la utilización de seres vivos como bacterias, hongos y algas para degradar los contaminantes (Muñoz, 2016). Estos procesos se usan en plantas de tratamiento de aguas residuales donde los reactores biológicos están

diseñados para aumentar la degradación bioquímica en condiciones cuidadosamente controladas, lo que mejora la eliminación de contaminantes y la estabilización de los lodos secundarios que se generan.

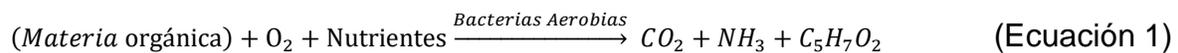
2.4.1.1. Biofiltro anaerobio

Es un equipo de tratamiento que se basa en la degradación anaeróbica, que consiste en la descomposición de material biodegradable en ausencia de oxígeno. Consta en una serie de procesos de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y finalmente, metanogénesis, donde los compuestos orgánicos se convierten en metano y dióxido de carbono (Gerardi, 2006; Sattler, 2011, pp. 217-221). Estos reactores proporcionan una superficie adecuada para permitir la adherencia y crecimiento de bacterias anaeróbicas. La materia orgánica de las aguas residuales se degrada en el sistema y produce gas metano, que se liberará en la parte superior del sistema, que después puede ser aprovechado para la generación de energía. Requiere de poco espacio para ser efectivo, y no requiere la utilización de energía. La producción de lodo secundario es mínima debido a la velocidad lenta de los microorganismos anaeróbicos, y se puede preservar por largo periodos de tiempo, lo que permite que se lo puede utilizar como inóculo inicial para nuevos reactores. Se requiere el control de variables como temperatura, pH, nutrientes, entre otros para garantizar un tratamiento eficiente (Przywara, s.f., p. 90). Sin embargo, se considera que estos sistemas a base de microorganismos anaeróbicos son lentos y menos eficientes que las tecnologías de degradación aerobio (Silanpaa, 2014, p. 9).

2.4.1.2. Lodos activados

Consiste principalmente en el contacto de aguas residuales con un floc o lodo biológico previamente formado en un tanque de aireación. El lodo activado es una masa floculenta de microorganismos, materia orgánica muerta y materiales inorgánicos. Tiene la propiedad de poseer una superficie altamente activa para la adsorción de materiales coloidales y suspendidos, a la cual se debe su nombre “activado.” (Romero, 2005).

Los lodos activados consisten en microorganismos que consumen y eliminan sustancias orgánicas aeróbicamente biodegradables de aguas residuales, como se puede observar en la ecuación 1 (Reinoso, 2015):



Las bacterias degradan la materia orgánica, produciendo nuevas bacterias mediante el uso de oxígeno disuelto, generando dióxido de carbono como subproducto. El resultado final es una porción de materia orgánica, susceptible de descomposición biológica, convertido en compuestos inorgánicos y el resto, transformada en lodo activado adicional. Una porción de los microorganismos generados muere, liberando su contenido celular en la solución para una continuación de degradación de la materia (Gerardi, 2006). El sistema de lodos activados es un proceso aerobio, ya que el lodo siempre está aireado en presencia de oxígeno disuelto.

Las bacterias forman el grupo más importante de microorganismos en el proceso de lodos activados, por su función en la estabilización del material orgánico y en la

formación del floc de lodo; entre los más comunes son las de los géneros *Alcaligenes flavobacterium*, *Bacillus*, y *Pseudomonas* (Romero, 2005).

A continuación, se presenta un esquema de un sistema convencional de lodos activados:

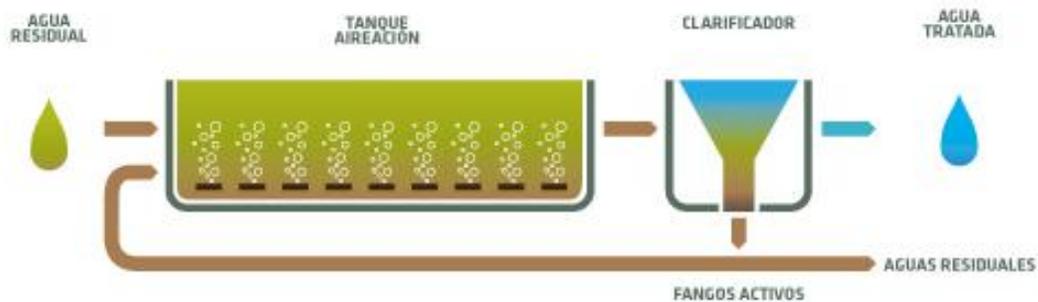


Figura 1. Esquema de un sistema convencional de lodos activados

Adaptado de: (Von sperling, 2007^a)

Los microorganismos estabilizan aeróbicamente la materia orgánica en el tanque de aireación y fluyen al sedimentador secundario, donde el floc biológico es separado del agua residual por gravedad, dejando un efluente claro de bajo contenido orgánico. Una porción de los lodos es recirculada al tanque de aireación como simiente y, el exceso, enviado al sistema de tratamiento y disposición de lodos (Von sperling, 2007^a, p. 42). El tanque de aireación tiene un tamaño fijo, determinado por las características del agua de entrada, y, por lo tanto, un tiempo de retención específico para un caudal determinado.

Sin embargo, aunque los lodos activados son una de las opciones primarias implementados para la eliminación de materia orgánica, es una tecnología que tiene muchas deficiencias. Primeramente, su costo de operación es alto, debido a que se debe mantener las condiciones precisas para que funciona adecuadamente el proceso mediante supervisión especializada y equipos de control (Silanpaa, 2014). Además, es una tecnología propensa a efectos adversos (por ejemplo, si hay un aumento repentino en el volumen de las aguas residuales o si hay un cambio repentino en el carácter de las aguas residuales) que, en consecuencia, se obtiene un efluente de mala calidad. Finalmente, los productos secundarios son los lodos en sí, donde existe la mayoría que no es recirculado y por lo tanto requiere de una disposición final, lo cual demanda más recursos para una gestión adecuada (Ahansazan, 2013).

2.4.2. Tratamiento Químico

Se utilizan productos químicos durante el tratamiento de aguas residuales en una serie de procesos químicos, que muchas veces, además de degradar materia orgánica, degradan compuestos no biodegradables, lo cual pueden ser utilizados para aguas residuales con un rango de contaminantes más amplios, y por lo tanto tiene un rango de aplicaciones más amplios a diferencia del tratamiento biológico que solo elimina compuestos biodegradables.

2.4.2.1. Oxidación avanzada

La oxidación se define como la transferencia de uno o más electrones de un donador de electrones (reductor) a un receptor de electrones (oxidante), que tiene una mayor

afinidad por los electrones (Kommineni, 2000, p. 113). Estas transferencias de electrones resultan en la transformación química tanto del oxidante como del reductor, en algunos casos produciendo especies químicas con un número impar de electrones de valencia. Estas especies, conocidas como radicales, tienden a ser muy inestables y, por lo tanto, altamente reactivas porque uno de sus electrones no está apareado. Las reacciones de oxidación que producen radicales desarrollan una secuencia de reacciones adicionales entre los oxidantes radicales y otros reactivos tanto orgánicos como inorgánicos hasta que se forman productos de oxidación estables.

Se utiliza el término “avanzado” cuando se refieren específicamente a procesos en los que la oxidación de contaminantes orgánicos ocurre principalmente a través de reacciones con radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$) (Glaze et al., 1987 p. 56; Quiroz, 2011, p. 685). La capacidad de un oxidante para iniciar reacciones químicas se mide en términos de su potencial de oxidación; a continuación, la tabla describe los oxidantes más comunes:

Tabla 2.
Lista de agentes oxidantes

Agente Oxidante	Poder de oxidación
Flúor	2.23
Radical hidroxilo	2.06
Oxígeno atómico	1.78
Peróxido de hidrógeno	1.31
Hidroperóxido	1.25
Permanganato	1.24

Ácido hipo bromoso	1.17
Dióxido de cloro	1.15
Ácido hipocloroso	1.1
Cloro	1.0
Bromo	0.8
Yodo	0.5

Adaptado de: Walling, 1975.

Los procesos de oxidación avanzada implican las dos etapas; la formación de oxidantes fuertes y la reacción de estos oxidantes con contaminantes orgánicos en agua. En general, las tecnologías de oxidación avanzada siguen en investigaciones y no se llega a conocer su totalidad debido a los complejos procesos químicos y físicos que intervienen en las reacciones de oxidación (Kommineni, 2000, p. 115). Se ha desarrollado varias investigaciones de la aplicación de varios agentes oxidantes para la remoción de contaminantes, entre esta oxidación avanzada con ozono y Fenton.

2.4.2.1.1. Oxidación avanzada con ozono

Cuando se agrega O_3 al agua, participa en una cadena compleja de reacciones que resultan en la formación de radicales como el radical hidroxilo y el radical superóxido ($O_2 \cdot$) (Hoigne, 1998). El ozono tiene una capacidad de degradación de materia orgánica, aunque reacciona más lento y con menos poder oxidante que los radicales hidroxilos. Se puede utilizar peróxido de hidrogeno en combinación con ozono para mejorar la transformación de O_3 a $\cdot OH$ en solución. Se suministra mediante un

generador de ozono y se alimenta al sistema mediante tuberías porosas (Zheng, 2013). Aunque es un sistema eficiente, requiere de costos altos de operación, especialmente por la suministración de ozono. Se requiere de permisos de operación debido a las emisiones de ozono, y en caso no ser controlado adecuadamente, se vuelva contaminante atmosférico (Silanpaa, 2014).

2.4.2.1.2. Fenton y Foto-Fenton

El proceso consiste en la formación de radicales libres altamente reactivos que tienen la capacidad de oxidar compuestos orgánicos en presencia de luz (Ogendi, 2005). El peróxido de hidrógeno, que funciona como catalizador, reacciona con el hierro (II) para formar el reactivo de Fenton, un complejo de óxido de hierro inestable que posteriormente reacciona para formar radicales hidroxilos, como se puede observar en las ecuaciones 2-6. (Garrido-Ramírez et al., 2010, p. ; Walling, 1975):



En conjunto con la irradiación UV-Vis, se genera un aumento considerable del poder de oxidación principalmente debido a la foto reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} , que puede

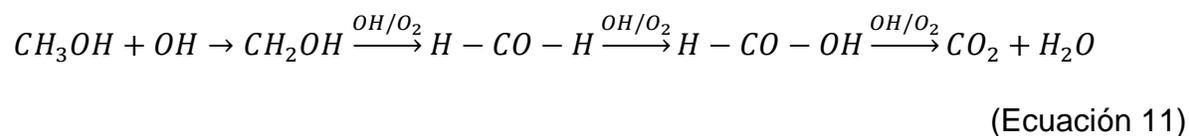
reaccionar con peróxido de hidrógeno, estableciendo un ciclo y generando radicales hidroxilos, como se muestra las siguientes ecuaciones 7 y 8 (Fonseca, 2010):



Las reacciones de Fenton a pH ácido conducen a la producción de iones férricos y del radical hidroxilo, que pueden seguir reaccionando con otros compuestos de hierro o con peróxido de hidrógeno o reacciona con materia orgánica causando una reacción en cadena, resultando en la producción de compuestos degradados en las siguientes ecuaciones 9 y 10 (Lu et al., 1999, p. 278):



Un ejemplo de esto es la degradación de metanol, en la reacción químico expresado en la ecuación 11 (Munter, 2001, p. 61):



Estas reacciones reciclan el hierro entre los estados de oxidación férrico y férrico hasta que el H_2O_2 se consume por completo, produciendo $\bullet OH$ en el proceso.

Este proceso requiere muy poca energía en comparación con otras tecnologías de oxidación que utilizan ozono. Este proceso no produce emisiones de vapor y, por lo tanto, no requiere tratamiento de gases residuales ni permisos ambientales como el de ozono. En la actualidad no existe aplicaciones a gran escala de esta tecnología (Kommineni, 2000, p. 171).

2.4.3. Variables de influencia de tratamientos

Por más que se intenta generar condiciones ideales para el funcionamiento de lodos activados, ningún reactor opera en condiciones perfectos debido a los variables que se pueden o no controlar. Sin embargo, para cada tratamiento, existen variables de mayor influencia y que permite un proceso adecuado. La siguiente tabla describe los variables independientes que se deben controlar para la obtención de tratamientos eficientes.

Tabla 3.
Variables de importancia en procesos de lodos activos y oxidación avanzada Fenton

Variables Independientes	Lodos Activados	Oxidación avanzada Fenton
pH	Niveles entre 5-9 La mayoría de los sistemas biológicos y las bacterias se activan en este rango de pH.	Niveles entre 3-5 Es necesario un nivel de pH ácido para facilitar la disolución de las sales de hierro en el

	Es preferible un pH neutral de 7.	agua residual. Caso contrario, las sales de hierro forman subproductos como hidróxido de hierro, por lo cual impide que ocurra la reacción y disminuye la eficiencia del proceso.
Tiempo de reacción	1-12 horas El tiempo debe ser adecuado para proporcionar suficiente oxígeno al sistema. Es necesario sostener la aireación en todo el tanque, manteniendo un nivel mínimo de oxígeno disuelto de 0.5 mg/L. Insuficiente oxigenación resulta en un efluente turbio con presencia de bacterias filamentosas flotantes Von Sperling, 2007 ^a).	30-60 min. El tiempo de reacción real variará con la carga orgánica y el tipo de productos químicos orgánicos que están presentes (Terán, 2015)
Temperatura	20-37 °C La actividad de la biomasa microbiana está fuertemente correlacionada con la temperatura. Las variaciones de temperatura afectan la eficiencia de las actividades biológicas, la viscosidad del	20-50°C Fenton es reacción exotérmica. La velocidad de reacción con el reactivo de Fenton aumenta con el aumento de la temperatura, con el efecto más pronunciado a temperaturas mayor a 20°C.

	<p>fluido, los niveles máximos de saturación de oxígeno disuelto (OD) y la velocidad de sedimentación de la biomasa. No es viable controlar la temperatura del agua residual debido a la capacidad calorífica específica del agua; Sin embargo, es posible ajustar otros parámetros que están afectando las propiedades biológicas y fisicoquímicas de las aguas residuales</p>	<p>Sin embargo, temperaturas sobre los 50°C causa una disminución en la eficiencia del proceso. Para evitar esto, se recomienda una adición controlada o secuencial de H₂O₂ para moderar el aumento de la temperatura a medida que avanza la reacción.</p>
<p>Estado de oxidación de hierro</p>	<p>N/A</p>	<p>El ciclo catalítico comienza rápidamente si el H₂O₂ y el material orgánico están en abundancia. Sin embargo, si se utilizan dosis bajas de reactivo de Fenton (alrededor de 10-25 mg/l de H₂O₂), se sugiere que será más efectivo el hierro ferroso.</p>
<p>Concentración H₂O₂</p>	<p>N/A</p>	<p>A medida que aumenta la dosis de H₂O₂, se produce una reducción constante de la DQO con poco o ningún cambio en la toxicidad hasta que se alcanza un límite. Al</p>

			llegar y sobrepasar el límite, la adición de H_2O_2 da como resultado una disminución rápida de la toxicidad del agua residual.
Concentración Hierro		N/A	Una concentración umbral mínima de 15 - 30 mg/L Fe permite que la reacción proceda dentro de un período de tiempo razonable, independientemente de la concentración de materia orgánica. La dosis de hierro también se puede expresar como una relación a la dosis de H_2O_2 . Los rangos típicos son 1 parte de Fe por 5-25 partes de H_2O_2 (p/p).
Tiempo de sedimentación	0.5 - 2 horas		1-4 horas
	Necesario para permitir la separación de los lodos con la fase acuosa posterior al tratamiento.		Permite la sedimentación de los subproductos generados en el tratamiento. Será necesario ajustar pH a 7 para facilitar la mineralización del hierro disuelto en caso de trabajar con pH ácidos.
Alimento	Relación DBO-N-P de 100-5-1 mg/L		N/A

	<p>Los microorganismos requieren de ciertos nutrientes en ciertas proporciones para que pueda degradar la materia orgánica adecuadamente, específicamente nitrógeno y fosforo. La naturaleza de los compuestos orgánicos en el agua residual que se va a tratar determina la especie biológica predominante en el floc biológico de lodo activado.</p>	
<p>% Sólidos suspendidos volátiles en licor mezclado (SSLM) inicial</p>	<p>Se recomienda que el lodo resultante es recirculado al tanque de reacción, para aprovechar los microorganismos activos en el sistema. Se recomienda que existe entre 10-25% p/p de lodo con respecto a la cantidad de agua tratándose (Romero, 2005, p. 440).</p>	<p>N/A</p>

En Ecuador, existen plantas de tratamiento a base de lodos activados, cuyos efluentes no cumplen con la normativa legal, debido a la falta de control (Cabrera et al., 2012). Es por esto que se deba investigar otras alternativas que se puedan aplicar en el país.

2.5. Caso de estudio: Río Machángara

2.5.1. Descripción de área de estudio

Quito, según datos proporcionados por la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito, se produce, 7 l/s de aguas servidas que se descargan directamente a los ríos Machángara, Monjas San Pedro y Guayllabamba mediante 350 canales de alcantarilla (EPMAPS, 2010). El presente estudio se enfoca en el río Machángara, el cual es uno de los ríos más caudalosos con un caudal de 4 m³/s, y a la vez más contaminados de la ciudad de Quito (Carrión, 2016).

Es la fuente hídrica principal de la ciudad de Quito, ya que recorre sectores densamente poblados y populares, lo cual representa un aporte inmenso al desarrollo y crecimiento de la ciudad (Lasso Otaya, 2014). Como consecuencia de la naturaleza física del río, se comporta tanto como fuente hídrica para el desarrollo de la ciudad y receptor de la mayoría de las descargas de fuentes tanto domésticas como industriales (Lasso Otaya, 2014).

2.5.1.1. Problemática

La descarga de aguas residuales provenientes de procesos industriales de las fábricas e industrias aledañas causa que la calidad del río disminuya drásticamente. El 76% de las aguas residuales del Distrito Metropolitano de Quito son descargadas sin tratamiento previo al río Machángara. El río Machángara tiene una carga orgánica de 52 toneladas de DBO por día (Quinga, 2017). A continuación, se encuentran los niveles de los parámetros de carga orgánica del río de los últimos 2 años, medidos por la Secretaria de Ambiente del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito junto con los valores máximos permitidos según el anexo 1 del libro VI del Texto unificado de legislación secundaria del ministerio del ambiente (TULSMA) Tabla 2. Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuarios:

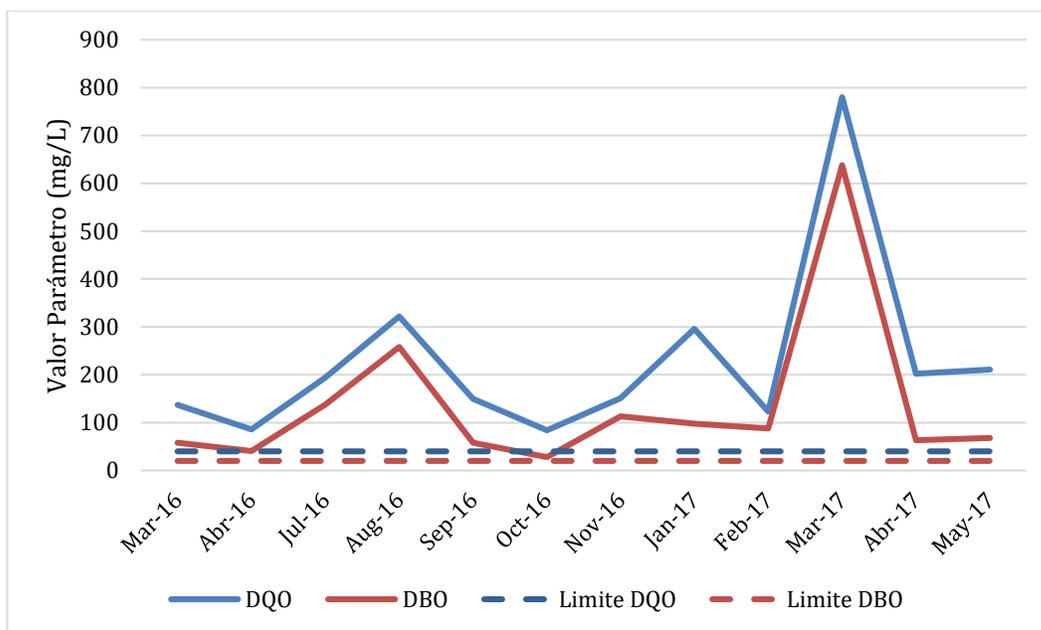


Figura 2. Valores de parámetros de DQO y DBO₅ del río Machángara

Adaptado de: Red Metropolitana de Monitoreo Recurso Hídrico, 2017

Tabla 4.
Valores de parámetros de DQO y DBO₅ del río Machángara

Parámetro	Mar-16	Abr-16	Jul-16	Aug-16	Sep-16	Oct-16	Nov-16	Jan-17	Feb-17	Mar-17	Abr-17	May-17
DQO	137	86	194	322	150	84	151	296	123	780	202	211
DBO ₅	58	41	138	258	58	28	113	98	88	638	63	68

Adaptado de: Red Metropolitana de Monitoreo Recurso Hídrico, 2017

Se evidencia que los valores medidos superan los límites permisibles del TULSMA durante la mayoría del año, lo cual corresponde a una afectación hacia el ecosistema y a los pobladores.

2.5.1.2. Impactos ambientales

Debido a la contaminación del río no se puede encontrar de especies de peces y ni de flora presente en el agua (Manuel de Jesús, 2016). En la actualidad mantiene altos niveles de contaminación, tanto por el desagüe de las industrias, como por las aguas servidas y los desechos sólidos arrojados de quebradas.

En 1995, se demostró los efectos de la contaminación hacia los pobladores de los sectores de Cumbayá, Tumbaco y Valle de los Chillos (Ra Ros, 1995). Los afectados tuvieron problemas de salud relacionadas con enfermedades en la piel, enfermedades gastrointestinales y trasmisión de parásitos por el consumo de carne cultivadas, leche, y hortaliza producidas con el agua proveniente del río. Aún existen

habitantes que usan el agua del río para actividades de uso cotidiana como bañarse, lavar la ropa, y bebederos de animales (Moncayo del Pozo, 2013).

3. Metodología

3.1. Descripción de la metodología

Se ejecutó este proyecto en función de los objetivos específicos planteados, con el fin de lograr el objetivo general; evaluar los sistemas de remediación de lodos activados y Fenton en remoción de materia orgánica disuelta. Para esto, primero se realizó una caracterización del agua del río, escogiendo un punto constante de muestreo. Se analizaron parámetros específicos para determinar la contaminación del río. Después, se realizó la experimentación de los dos tratamientos a escala de laboratorio, implementando un diseño factorial completamente aleatorio (2^3), para finalmente analizar los resultados mediante análisis estadístico.

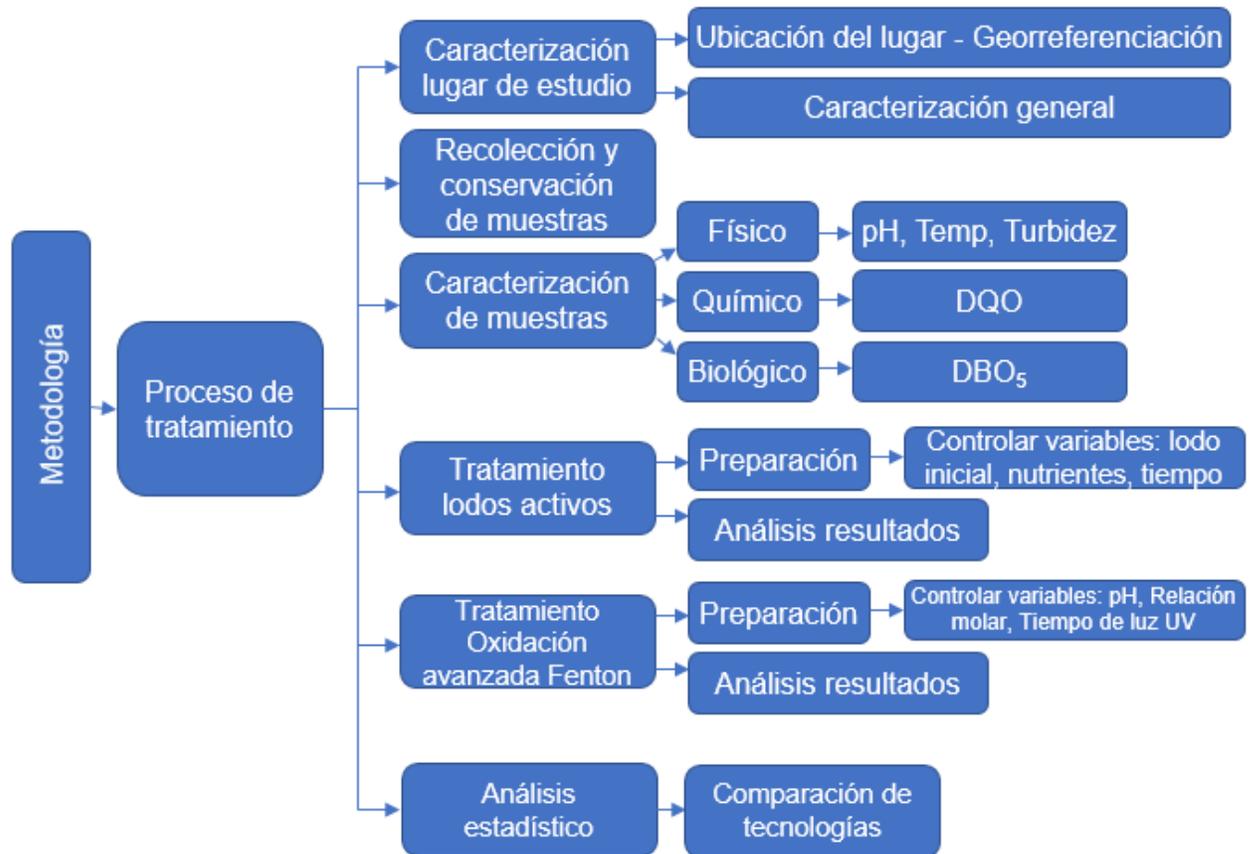


Figura 3. Diagrama de procesos de la metodología

3.2. Caracterización lugar de estudio

3.2.1. Ubicación del lugar de muestreo

Se realizaron muestreos compuestos del río Machángara en el sector del “Recreo”, ubicado en la ciudad de Quito, provincia de Pichincha debido que existe un fácil acceso al sitio. Se midió y georreferencio las coordenadas mediante un GPS

0°15'4.13"S - 78°31'25.83"W. Se realizaron muestreos durante un intervalo de tiempo de 5 meses, entre julio y diciembre del año 2017. Se realizaron los muestreos en días con ausencia de lluvia en horarios comprendidos entre las 9:00 A.M.-12:00 P.M.

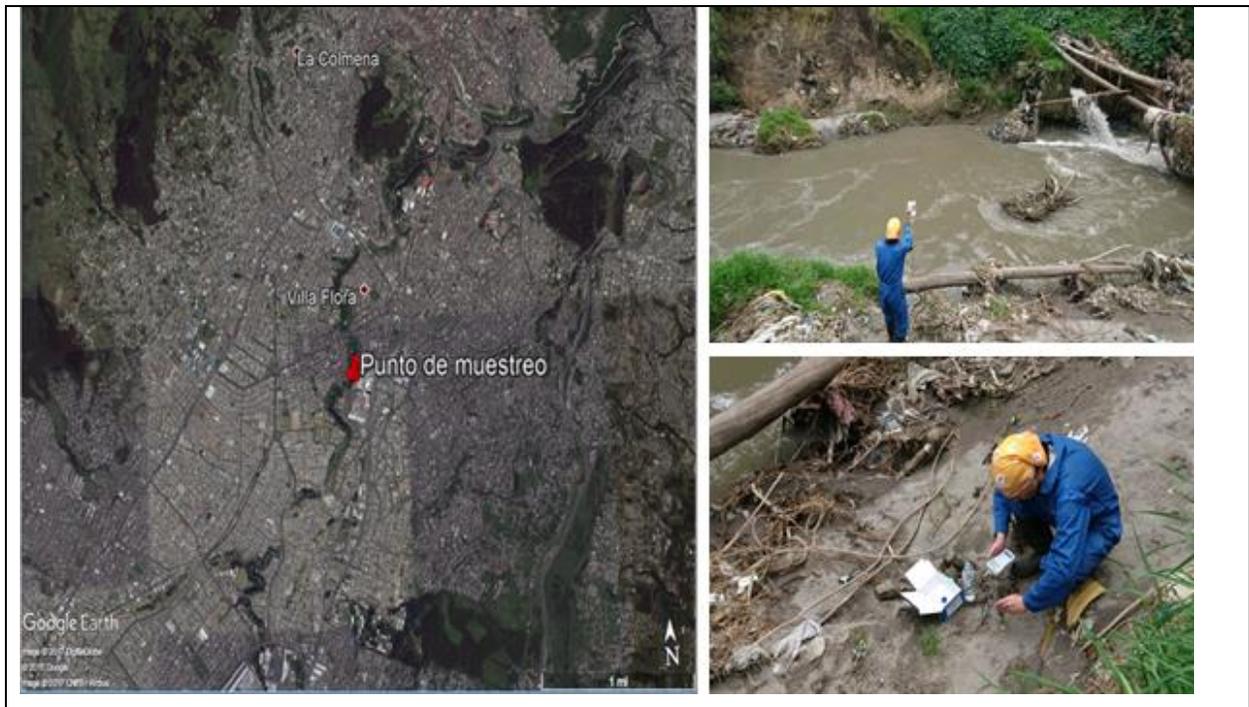


Figura 4. Punto de muestreo geográfico y medición de parámetros in-situ

3.2.2. Recolección y conservación de muestras

Se recolectaron muestras de agua mediante el uso de un muestreador de agua y baldes en intervalos de 1 litro cada minuto, medido por un recipiente y almacenado en envases de 10 litros. Las muestras de sedimento fueron de 500 g y fueron almacenados en fundas ziplock. Se procuró escoger las muestras a nivel de la orilla del río. Las muestras fueron transportadas en coolers. Los muestreos de agua fueron realizados alrededor de 1 a 2 veces por semana, , mientras que el sedimento

fue aproximadamente 3 veces. Estos valores fueron considerados como el valor inicial previo a los tratamientos para el cálculo de eficiencia.

3.2.3. Caracterización de muestras

Se analizó los parámetros de cada muestra de agua por cada día de muestreo. La muestra de agua representa la carga contaminante de las zonas industriales y domésticos aledañas al río, por lo cual se evaluó los siguientes parámetros de calidad mediante las respectivas técnicas de medición:

3.2.3.1. Parámetros físicos

3.2.3.1.1. pH

Se utilizó un potenciómetro con un electrodo de vidrio para verificar la diferencia entre dos electrodos sensibles a los iones de hidrógeno in-situ.

3.2.3.1.2. Temperatura

Fue medido in-situ con un termómetro de mercurio de vidrio, bajo el método de termometría en grados Celsius.

3.2.3.1.3. Turbidez

Este parámetro físico se mide a través del espectrofotómetro mediante el proceso de nefelometría, lo cual consiste en medir las unidades nefelométricas de Turbidez (NTU) en la muestra de agua. Consiste en medir la cantidad de partículas disueltas en suspensión de la muestra por un haz de luz que lo atraviesa en un contenedor. El análisis fue medido ex-situ posterior al tratamiento preliminar. Cada muestra fue medida 5 veces, y se promedió los valores para obtener el dato final.

3.2.3.2. Parámetros químicos

3.2.3.2.1. Demanda química de oxígeno (DQO)

Este método se basa en la determinación fotométrica del decrecimiento de la concentración de cromato luego de la oxidación de materia orgánica con dicromato (VII) de potasio, ácido sulfúrico y sulfato de plata. En un tubo de reacción se agregaron 2 ml de muestra de agua residual, luego se agitó verticalmente hasta lograr una homogeneización completa. Se colocó el tubo de ensayo en el digestor a una temperatura de 148°C durante 2 horas. Después de esta reacción, el tubo de ensayo se enfrió hasta temperatura ambiente. El tubo de ensayo se llevó al espectrofotómetro para medir la demanda química de oxígeno en mgO_2/L a una longitud de onda de 620 nm. El análisis fue medido ex-situ posterior al tratamiento preliminar.

3.2.3.3. Parámetros biológicos

3.2.3.3.1. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

Para la medición y evaluación de la DBO₅, se utilizó el equipo Oxitop IS 6 WTW, el cual realiza un método que consiste en la medición de un sistema cerrado de presión. Las muestras de agua son colocadas en una botella con un agitador magnético. Se coloca un capuchón con gramos de hidróxido de sodio (NaOH) y se cierra herméticamente con un manómetro. En principio, los microorganismos presentes en la muestra consumen el oxígeno y generan CO₂, el cual es absorbido por NaOH, generando una presión negativa que el manómetro del sistema mide en unidades de mgO₂/L DBO. Se resetea las cabezas presionando los dos botones en la parte superior. Una vez que estén en cero, se colocaron en la incubadora a 25° C. A los 5 días se recolectaron los datos almacenados en el equipo. El análisis fue medido ex-situ posterior al tratamiento preliminar.

El volumen de la muestra dependerá su valor de DQO. Con este valor, se estima cual es el valor de BDO₅ esperado de la muestra, donde se ingresa el volumen de muestra según el rango de DBO₅ en la siguiente tabla:

Tabla 5.
Volumen necesario para analizar BDO₅ en equipo Oxitop

Volumen de muestra (ml)	Rango de medición (mg/l)	Factor de conversión
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

Tomado de: Bedienungsanleitung, 2013

Una vez trasvasada la muestra en el sistema en conjunto con todos los materiales y reactivos necesarios, el valor medido en la cabeza es medido con su respectivo factor de conversión, según el volumen colocado.

3.3. Desarrollo del diseño experimental

En el presente trabajo de titulación se desarrolló un diseño experimental para ambas tecnologías: oxidación avanzada Fenton y lodos activados, desarrollados a escala de laboratorio con la finalidad de remover la materia orgánica presente en el agua proveniente del río Machángara.

3.3.1.1. Diseño experimental para tratamiento con lodos activados

Para el tratamiento de lodos activados se hizo un diseño factorial completamente aleatorio. Se plantearon 2 factores de control: adición de nutrientes y tiempo de retención. Tanto para el factor adición de nutrientes y tiempo de retención, se definieron 3 niveles de tratamiento:

- Adición de nutrientes: 0.1; 0.5; y 1 g.
- Tiempo de retención: 1, 3, y 6 horas

En la siguiente tabla se presenta la distribución de las variables en función de tres factores por dos niveles para el proceso de lodos activados.

Tabla 6.
Factores de control con sus respectivos niveles para el proceso de lodos activados

Lodos activados			
Factores de Control	Valores		
Adición de nutrientes (g)	0.1	0.5	1
Tiempo de retención (horas)	1	3	6

Se planteó en total 9 tratamientos con 3 réplicas por tratamiento. En la siguiente tabla se presenta la matriz demostrando los factores de control, sus niveles, el número de réplicas a realizar y los factores respuesta.

Tabla 7.
Matriz de combinación de factores y niveles con los factores respuesta para lodos activados

# Ensayo	Factor de control		Factor respuesta		
	Nutrientes (g)	Tiempo (horas)	Turbidez	DQO	DBO ₅
1	0.1	1	X_1	Y_1	Z_1
2	0.1	3	X_2	Y_2	Z_2
3	0.1	6	X_3	Y_3	Z_3
4	0.5	1	X_4	Y_4	Z_4
5	0.5	3	X_5	Y_5	Z_5
6	0.5	6	X_6	Y_6	Z_6
7	1	1	X_7	Y_7	Z_7

8	1	3	X_8	Y_8	Z_8
9	1	6	X_9	Y_9	Z_9

3.3.1.2. Diseño experimental para tratamiento con oxidación avanzada Fenton

Para el tratamiento de oxidación avanzada Fenton, se realizó un diseño factorial completamente aleatorio. Se plantearon 2 factores de control; dosis del reactivo Fenton (H_2O_2), y el tiempo de exposición a luz UV. Tanto para el factor dosis del reactivo Fenton como para el factor tiempo de exposición a luz UV, se definieron 3 niveles de tratamiento:

- Dosis H_2O_2 : 0.5, 1.0 y 1.5 ml
- Tiempo de exposición de luz UV: 1, 3 y 6 horas

En la siguiente tabla se presenta la distribución de las variables en función de tres factores por dos niveles para el proceso de oxidación avanzada Fenton.

Tabla 8.

Factores de control con sus respectivos niveles para el proceso de oxidación avanzada Fenton

Oxidación Avanzada Fenton			
Factores de control	Niveles de tratamiento		
Tiempo de exposición luz UV (horas)	1	3	6

Dosis de H ₂ O ₂ (ml)	0.5	1	1.5
--	-----	---	-----

Se planteó en total 9 tratamientos. Con 3 réplicas por tratamiento. En la siguiente tabla se presenta la matriz demostrando los factores de control, sus niveles, el número de réplicas a realizar y los factores respuesta.

Tabla 9.
Matriz de combinación de factores y niveles con los factores respuesta para Fenton

# Ensayo	Factor de control		Factor respuesta		
	Tiempo de retención (horas)	Dosis de H ₂ O ₂ (ml)	Turbidez	DQO	DBO ₅
1	1	0.5	X ₁	Y ₁	Z ₁
2	1	1	X ₂	Y ₂	Z ₂
3	1	1.5	X ₃	Y ₃	Z ₃
4	3	0.5	X ₄	Y ₄	Z ₄
5	3	1	X ₅	Y ₅	Z ₅
6	3	1.5	X ₆	Y ₆	Z ₆
7	6	0.5	X ₇	Y ₇	Z ₇
8	6	1	X ₈	Y ₈	Z ₈
9	6	1.5	X ₉	Y ₉	Z ₉

3.4. Fase experimental

3.4.1. Tratamiento Preliminar

La muestra será sometida a un tratamiento físico mediante una sedimentación de todos los sólidos grandes presentes en el agua por una hora. Posteriormente se realizó una filtración al vacío para la separación de sólidos de hasta 125 μm de diámetro.

3.4.2. Tratamiento lodos activados

Se creó 2 reactores pequeños de 2.5 litros de capacidad, para tratar un volumen de aproximadamente 1 litro en sistema batch. Uno fue designado para la experimentación y el otro de apoyo, para el suministro de lodo adicional necesario. En cada reactor se colocaron 2 tubos, cada uno conectado a un difusor de aire con 3 salidas de aproximadamente de $\frac{1}{2}$ cm de diámetro, estos tubos conectados a bombas de aire con una capacidad de 2 l/min.

3.4.2.1. Producción MLVSS inicial

Se produjo los lodos a base de los sedimentos del río Machángara con el fin de aprovechar los microorganismos impregnados en los sólidos familiarizados con la carga orgánica, en este caso, del río Machángara, para asegurar un corto tiempo de adaptación del inóculo a la experimentación. Los sedimentos sirven como superficie de contacto para los microorganismos en el agua. Los sedimentos recolectados en el lugar de muestreo fueron secados al ambiente. Posteriormente se pesó 100 g de sedimento y se colocó en cada reactor. Se colocó un litro de agua de muestra cada una y permaneció en el sistema por 24 horas.

Al finalizar el tiempo, se trasladó el agua tratada a otro recipiente para permitir la sedimentación por 2 horas. El sólido recuperado en la decantación se recircula al reactor, mientras que en el reactor ingresa otra muestra de agua y permanece ahí por 24 horas. Se repitió este proceso por 15 días, hasta obtener un lodo mezclado con sedimento.

3.4.2.2. Experimentación de lodos activos

Se procedió primero colocando el MLVSS inicial. Se asumió una densidad de agua a 0.998 g/cm^3 a 20°C para determinar el peso de MLVSS y, se procedió a colocar de alrededor de 100 g húmedos de MLVSS inicial. Se pesó primero el reactor vacío con una balanza, se taró y se colocó los 100 g de lodo. En una probeta se midió un litro de agua residual y trasladado a un vaso de precipitación. El nutriente adicionado fue un fertilizante para suelos marca Monband, con concentración de 40% N en forma de amoníaco (NH_3), 10% de Fósforo en forma de pentóxido de fósforo (P_2O_5) y 10% de Potasio en forma de óxido de potasio (K_2O). Se pesó mediante el uso de la balanza. Se colocó y mezcló los nutrientes en el agua residual, y se trasvasó al reactor. Se colocó las mangueras y difusores de aire y se inició con el tiempo de reacción, controlado por un cronómetro. Al terminar el tiempo de reacción, se rebosó el agua en un recipiente, donde permaneció por 2 horas hasta realizar las medidas respectivas al agua superficial. El lodo sedimentado fue depositado en el reactor secundario.

3.4.3. Tratamiento Oxidación avanzada Fenton

En esta fase experimental, se trató el agua residual en un sistema batch con agitación mediante test de Jarras, y después se sometió a radiación ultravioleta. Primero, se reguló el nivel de pH a 7 mediante soluciones de ácido nítrico al 0.5M, e hidróxido de sodio a 0.1M y con la asistencia del potenciómetro. Se utilizó una micropipeta para la cuantificación de peróxido de hidrógeno.

La dosis de catalizador (sulfato de hierro heptahidratado) se añadió a diferentes concentraciones de acuerdo el nivel de la dosis del reactivo Fenton predeterminada. Esto se pesó mediante el uso de una balanza analítica.

El tratamiento se realizó en un equipo para prueba de jarras a una velocidad de 300 rotaciones por minuto a un tiempo de 45 minutos. Se trataron volúmenes de 500 ml en vasos de precipitados de 1000 ml. Luego fueron sometidos a tratamiento de luz ultravioleta por tiempos de 1, 3, y 6 horas. Al terminar el tiempo, se reguló el pH a 7 con hidróxido de sodio a 0.1M y finalmente se dejó reposar el agua tratada por 4 horas para permitir la sedimentación y floculación de moléculas de hierro con otros subproductos de la reacción. El agua superficial rebosa a otro recipiente y se procedió a medir los resultados.

3.4.4. Cálculo de la eficiencia

El cálculo de eficiencia de los tratamientos en la remoción de materia orgánica se comprobó a través del porcentaje de remoción de los parámetros indicados anteriormente: turbidez, DQO y DBO₅, mediante la ecuación 12:

$$\% \text{ de remocion} = \frac{\text{valor inicial} - \text{valor final}}{\text{valor inicial}} * 100 \quad (\text{Ecuación 12})$$

Cabe recalcar que existen varios valores iniciales, debido a que se realizó varios muestreos del río, y por su naturaleza de ser heterogéneo, se caracterizó la muestra cada vez que se muestreo.

3.5. Análisis estadístico

El análisis de la varianza (ANOVA) es una colección de modelos estadísticos y sus procedimientos asociados (como la "variación" entre los grupos) utilizados para analizar las diferencias entre los medios del grupo. Se realizó los análisis estadísticos, primero por cada tratamiento, para determinar si los factores de control fueron significativos en cada experimentación.

Después, se escogió los mejores resultados de cada tecnología, y se calculó su eficiencia. Se comprobó los supuestos de los datos para determinar si es posible el análisis comparativo entre ellos. Se realizó el ANOVA entre los tratamientos y finalmente, se realizó un estudio comparativo entre tratamientos por el método de Fisher.

4. Resultados y análisis de resultados

Los porcentajes de remoción de materia orgánica utilizando tanto lodos activados como oxidación avanzada Fenton tuvieron diversos resultados, afirmando que el

tratamiento de oxidación avanzada Fenton puede considerarse una tecnología alternativa efectiva para la remoción de materia orgánica en aguas residuales.

4.1. Caracterización del agua residual

Se muestreo un total de 9 veces al río Machángara, recolectando un total de para la experimentación. En la figura 6 se puede observar el estado actual del río Machángara en el punto de muestreo.



Figura 5. Fotografía de la zona de muestreo

A simple vista, el río está en mal estado, existe obstrucciones en el río como ramas grandes y una gran cantidad de basura en sus orillas, el agua es turbia y posee un mal olor. Se observa un gran caudal de descargas directas provenientes del alcantarillado, el color marrón del agua residual descargado demuestra que el agua no he recibido un tratamiento adecuado, y, a pesar de ello, la disposición final es este río, lo cual resulta en las condiciones actuales del mismo. En la tabla 10, se presenta los datos promedios obtenidos en la caracterización inicial del agua residual proveniente del río Machángara, previos a realizar la experimentación.

Tabla 10.

Caracterización inicial del agua residual del río Machángara

Parámetro	Unidad	Valor obtenido
DQO	Mg/L	231.5
DBO ₅	mg/L	108.4
Turbidez	NTU	18.3
Temperatura	°C	16.5
pH	-	7.85

En la figura 6, se puede observar los parámetros analizados en comparación con los límites máximos permitidos según el Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA) tabla 2. Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuarios:

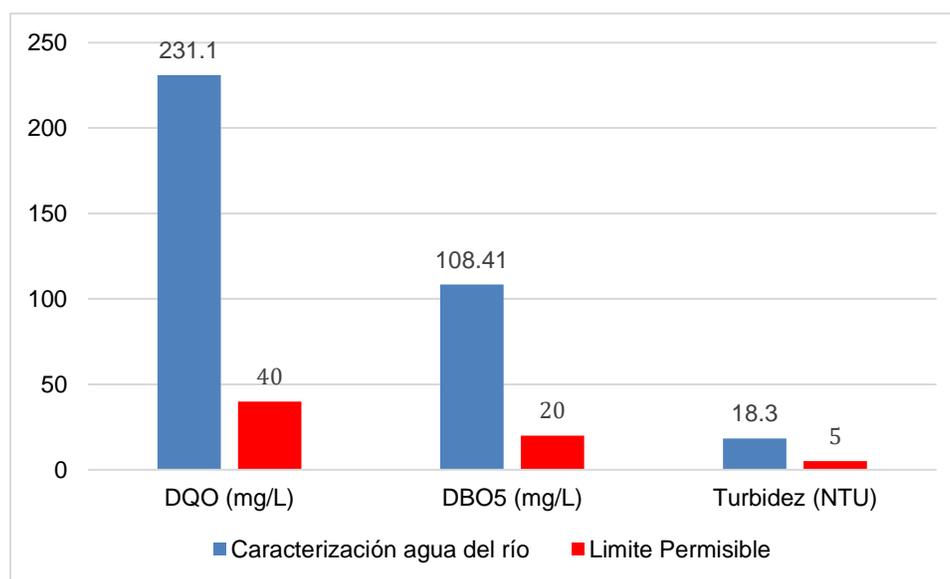


Figura 6. Gráfico de comparación entre valores medidos con límites permisibles

Como se puede observar en la figura 6, se evidencia un incumplimiento de la normativa nacional por parte de las comunidades aledañas al río, ya que el río acarrea una contaminación equivalente a las descargas directas de aguas residuales del sector. Los valores exceden los límites establecidos hasta en 5.7 veces la normativa en el parámetro de DQO. En el caso de la DBO₅, exceda la normativa 5.4, en referencia a la turbidez el valor excede en 3.7 veces por el límite establecido.

Según el valor de DBO₅, el río contiene una gran cantidad de materia orgánica que afecta sus condiciones naturales. Esto se debe a la alta descarga de aguas residuales provenientes de la ciudad. Considerando que el 75% de la población descarga sus aguas residuales sin tratamiento previo (Quinga, 2017), se puede atribuir que las altas tasas de aguas residuales provenientes de uso doméstico son los que más contribuyen a la contaminación. La alta cantidad de BDO₅ significa que existe mayor cantidad de actividad microbiana en el agua, resultando en una disminución en el oxígeno disuelto. Dado el estado actual del río, se evidencia que no existe un uso potencial, por ejemplo: para captación de agua, uso agrícola ni uso recreacional.

4.2. Resultados de lodos activados

A continuación, se presenta los resultados obtenidos del DFCA 3² del trabajo experimental del tratamiento por lodos activados.

Tabla 11.

Resultados del DFCA de la experimentación de lodos activados

# Ensayo	Factor de control		Factor respuesta		
	Nutrientes (g)	Tiempo de retención (horas)	Turbidez	DQO	DBO ₅
1	0.1	1	5.2	183.5	86.7
2	0.1	3	4	158.7	65
3	0.1	6	3	108.9	39.7
4	0.5	1	4.7	181.8	78.3
5	0.5	3	3.4	149.2	50
6	0.5	6	1.8	94.3	25
7	1	1	3.3	175.1	73.3
8	1	3	2.6	144.7	53.4
9	1	6	3.1	98	30.1

En la siguiente figura se puede observar los resultados finales de DQO, DBO₅ y turbidez de la experimentación de lodos activados, clasificados por su número de ensayo.

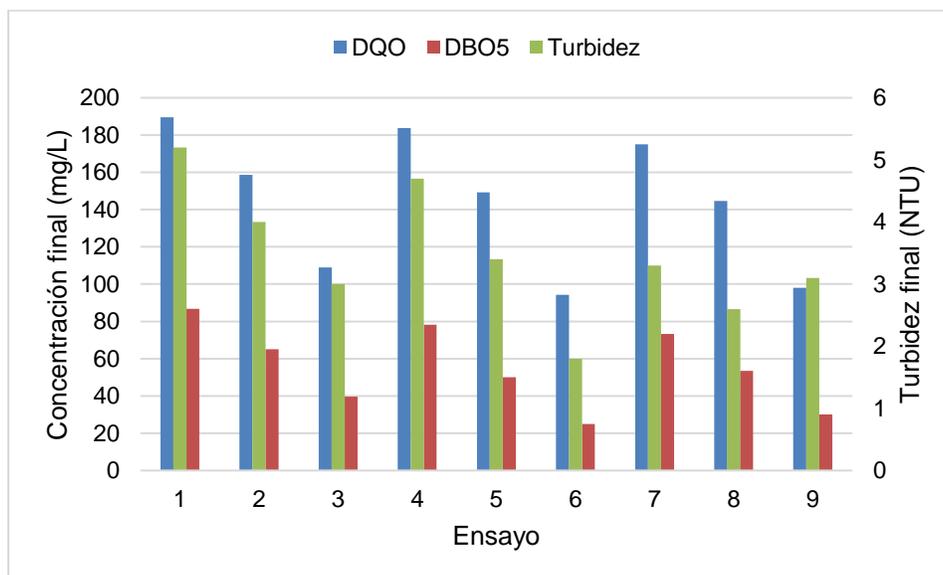


Figura 7. Resultados finales de la experimentación con lodos activos

La figura demuestra una variabilidad entre los resultados, donde se indica una disminución tanto del DQO como el DBO₅ en todos los tratamientos. Se puede observar que el ensayo menos efectivo, es el ensayo uno con una dosificación de 0.1 g de nutrientes y una hora, mientras que el ensayo seis, fue el mejor con una dosificación de 0.5 g de nutrientes y seis horas.

La figura 7 demuestra una disminución casi constante entre los ensayos realizados. Los ensayos 1, 4, y 7, cuyos valores son los más alto, corresponden a un tiempo de retención de una hora; mientras los tratamientos 3, 6 y 9, se relacionan con un tiempo retención de seis horas, arrojando en valores de respuesta menores. Debido a esto, se puede evidenciar una tendencia en la reducción tanto del DQO como del DBO₅ mientras aumenta el número de horas de tratamiento.

Se procedió a realizar el análisis de varianza de los tratamientos, mediante la utilización del software Minitab para analizar el diseño factorial completamente aleatorio 3², considerando un intervalo de confianza del 5% (0.05). Se planteó las siguientes hipótesis para cada factor:

- H₀: El factor de control no tiene un efecto significativo en los tratamientos (p>0.05)
- H₁: El factor de control si tiene un efecto significativo en los tratamientos (p<0.05)

En este análisis, se determinó la significancia de las variables, para evaluar si estas contribuyen sobre los factores en la remoción por separado y en conjunto. A continuación, se presenta la tabla de análisis de varianza realizado en Minitab:

Tabla 12

Análisis de varianza del tratamiento de lodos activados

Factor	Tipo III de suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	Factor crítico	Sig.
Modelo corregido	9631.181	8	1203.898	55.602	0.000
Intersección	79262.089	1	79262.089	3660.69	0.000
				1	
Tiempo	8977.290	2	4488.645	207.306	0.000
Nutrientes	343.223	2	171.611	7.926	0.003
Tiempo *	310.668	4	77.667	3.587	0.026
Nutrientes					
Error	389.740	18	21.652		
Total	89283.010	27			
Total corregido	10020.921	26			
a. R al cuadrado = 0.961 (R al cuadrado ajustada = 0.944)					

Nota: gl = grados de libertad, Sig. = Significancia

Se observa que los valores de significancia de todos los factores de interés se encuentran debajo del 0.05 previamente mencionado. Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula. Esto significa que los factores por si solos, y que, la combinación entre los factores tiempo y nutrientes tiene un impacto significativo en los resultados de DBO₅. Se demuestra que los resultados obtenidos son válidos y de interés académico.

El tiempo influye drásticamente en el tratamiento ya que es necesario considerar un periodo necesario de adaptación en el tratamiento de lodos activados para el crecimiento bacteriano y así asegurar la degradación de materia orgánica presente en el agua. La aireación y el movimiento continuo del agua facilita el contacto entre los microorganismos y la materia orgánica, lo cual indica que la velocidad de degradación es dependiente de la cantidad y características de lodo en el medio, el caudal de aire, entre otros variables (Von Sperling, 2007^a, p. 78).

Los nutrientes que se dosifican a los lodos activados funcionan como suplementos para los microorganismos. La materia orgánica disuelta en el agua en sí, contiene los elementos necesarios para que los microorganismos puedan trabajar eficientemente (Von Sperling, 2007^a, p. 81). Los nutrientes más importantes son el carbono, nitrógeno, y fósforo. El carbono es el componente principal de los compuestos orgánicos en las aguas residuales, mismo que es utilizado para construir las estructuras celulares de las células nuevas y para la generación de energía. El fósforo es esencial debido a que los microorganismos lo necesitan para la formación de la membrana celular y ADN en forma de ortho-fosfatos. Es necesario completar el rango deseado de consumo de microorganismos de 100 DQO: 5 N: 1 P, como sugiere Romero (2005, p. 454) para que los microorganismos trabajen eficientemente.

4.3. Resultados de oxidación avanzada Fenton

A continuación, se presenta los resultados obtenidos del DFCA 3² del trabajo experimental de tratamiento de oxidación avanzada Fenton

Tabla 13.

Resultados del DFCA de la experimentación de Fenton

# Ensayo	Factor de control		Factor respuesta		
	Dosis H ₂ O ₂ (g)	Tiempo de exposición (horas)	Turbidez	DQO	DBO ₅
1	0.5	1	1.7	43.5	18
2	0.5	3	1.6	22.9	10.7
3	0.5	6	0.9	14.5	3
4	1	1	1.3	33.8	13
5	1	3	1.4	27.8	13.7
6	1	6	1	19.1	5.3
7	1.5	1	1.5	39	17.3
8	1.5	3	1.2	29.3	7.7
9	1.5	6	1	19.4	5.7

En la siguiente figura se puede observar los resultados finales de la experimentación de oxidación avanzada Fenton, clasificados por su número de ensayo.

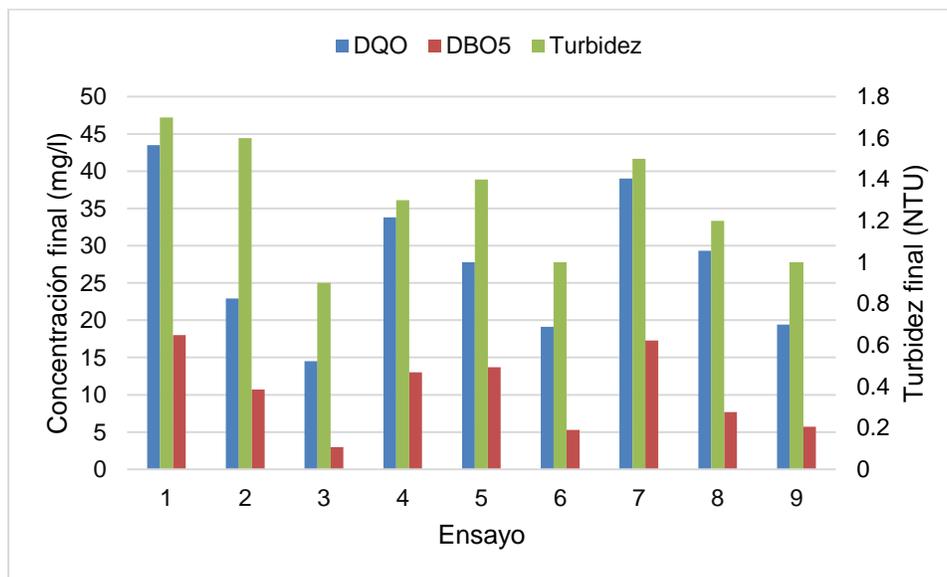


Figura 8. Resultados finales de la experimentación oxidación avanzada Fenton

Se observa resultados muy bajos en relación al tratamiento de lodos activados, lo cual representan resultados eficientes en cuanto a la remoción de materia orgánica en comparación de los lodos activados. En todos menos el ensayo 1, los resultados de DQO se encuentran debajo del límite permisible, mientras que en todos los resultados de turbidez y DBO₅, los resultados son aceptables. El ensayo con el mejor rendimiento fue el ensayo 3, con una dosificación de 0.5 H₂O₂ y un tiempo de exposición de luz ultravioleta de 6 horas; mientras que, el de menor rendimiento fue a una dosificación de 0.5 ml de H₂O₂ y un tiempo de exposición de solamente una hora. Nuevamente, se observa una tendencia de inclinación en cuanto a los ensayos al pasar el tiempo, demostrando que mientras más tiempo de exposición a luz exista, mejores son los tratamientos. Sin embargo, se demuestra que no necesariamente mejora los resultados al incrementar la dosis del reactivo Fenton, ya que el ensayo que obtuvo los mejores resultados fue con la dosificación mínima en la experimentación.

Se realizó nuevamente el análisis de varianza de los tratamientos, planteando las mismas hipótesis que en el análisis de lodos activos, expresados a continuación:

- H_0 : El factor de control no tiene un efecto significativo en los tratamientos ($p > 0.05$)
- H_1 : El factor de control si tiene un efecto significativo en los tratamientos ($p < 0.05$)

Se utilizó el software Minitab para analizar el diseño factorial completamente aleatorio 3^2 , considerando un intervalo de confianza del 5% (0.05). A continuación, se presenta la tabla de análisis de varianza realizado en Minitab:

Tabla 14.

Análisis de varianza del tratamiento de oxidación avanzada Fenton

Origen	Tipo III de suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	Factor crítico	Sig.
Modelo corregido	1097.923	8	137.240	10.226	0.000
Intersección	252841.624	1	252841.624	18839.618	0.000
Dosis	212.359	2	106.179	7.912	0.0033398
Tiempo	628.847	2	314.424	23.428	0.00001
Dosis * Tiempo	256.717	4	64.179	4.782	0.0084
Error	241.573	18	13.421		
Total	254181.120	27			
Total corregido	1339.496	26			
a. R al cuadrado = 0.820 (R al cuadrado ajustada = 0.739)					

Nota: gl = grados de libertad, Sig. = Significancia

Se puede apreciar que los valores de significancia de todos los factores de interés se encuentran debajo del 0.05, indicando que los factores de tiempo de exposición, dosis de H_2O_2 y la interacción entre tiempo y dosis generan efectos significativos sobre los resultados de los tratamientos. Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula. Se comprueba que los factores de control son de interés, y necesarios de controlar para modificar los resultados de tratamiento.

La luz ultravioleta es un factor que influye representativamente en la velocidad de reacción, ya que incrementa el número de protones en el medio, lo cual facilita la producción de radicales hidroxilos que oxida la materia orgánica dentro del agua. Por lo tanto, se recomienda la utilización de luz ultravioleta para eliminar los contaminantes orgánicos en pH ácidos (Khandelwal y Ameta, 2013, p. 1282.)

La dosificación del reactivo Fenton influye significativamente en el proceso, ya que se inician las reacciones en cadena cuando el reactivo se pone en contacto con las moléculas en el agua. Debido a su alta capacidad oxidativa, el peróxido de hidrógeno es capaz de oxidar la materia orgánica presente en el agua residual, como se demuestra en los resultados, siendo el tratamiento de mejor resultado el ensayo con la menor cantidad de peróxido de hidrógeno al 30% volumen que fue de 0.5 ml, lo cual significa que la dosificación debe ser acorde a las características del efluente. En el ensayo con dosis superior de H_2O_2 (30% v/v), donde existió menor remoción de materia orgánica, lo que se asocia al consumo incompleto del reactivo Fenton en la solución; la fracción de reactivo que no reaccionó contribuyó al aumento de los parámetros de DBO y DBO_5 .

4.4. Comparación de las tecnologías

4.4.1. Calculo de las eficiencias

Con el fin de realizar una comparación de las tecnologías estudiadas, se realizó una selección de los mejores tratamientos con los mejores resultados para calcular las eficiencias y finalmente contrastar los resultados, analizándolos a través de un diseño completamente al azar. Para esto, del tratamiento de lodos activados se escogió el ensayo 6, y del tratamiento con Fenton, se escogió el ensayo 3. En la tabla 15. se puede observar los datos de cada tratamiento, con sus respectivos cálculos de eficiencias.

Tabla 15

Resultados de Eficiencia de los mejores tratamientos

Tratamiento	Ensayo	Resultados finales			Eficiencias (%)		
		DQO (mg/L)	DBO5 (mg/L)	Turbidez (NTU)	DQO	DBO ₅	Turbidez
Lodos activados	6	94.3	25	1.8	59.3	77	85.8
Oxidación avanzada Fenton	3	15.4	3	09	93.7	97.2	96

En la siguiente figura se puede observar las eficiencias alcanzadas por los mejores ensayos de la fase experimental de lodos activados y oxidación avanzada Fenton.

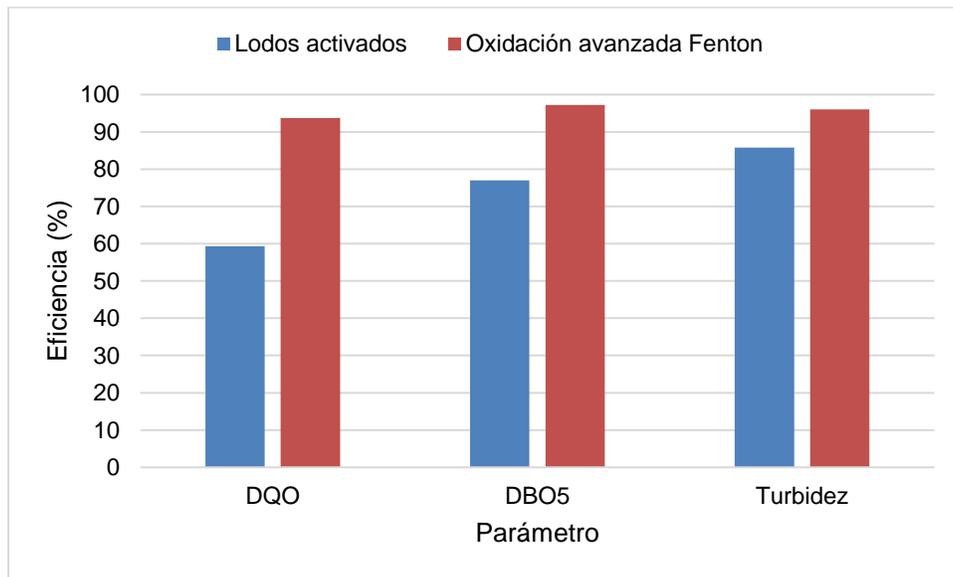


Figura 9. Eficiencias de los mejores tratamientos de lodos activados y oxidación avanzada

4.4.2. Análisis estadístico

Se procedió a analizar los resultados de lodos activados y oxidación avanzada Fenton para determinar estadísticamente cual es mejor en cuanto a remoción de materia orgánica, para esto se consideró únicamente el parámetro de DBO₅, ya que es el resultado de interés. Para este análisis, se debe primero verificar los supuestos, donde se determina si los resultados pueden ser comparados y analizados, después se determina cual es el mejor método; y finalmente, si existe una diferencia significativa entre los tratamientos.

4.4.2.1. Verificación de los datos

4.4.2.1.1. Normalidad de los errores

Se verificó si los datos se distribuyen normalmente mediante una prueba de normalidad de errores. Se determinó esto a partir de los residuos, que es la diferencia entre la media del tratamiento con las repeticiones. En este análisis, se plantea que los residuos se distribuyen normalmente, considerando un valor de significancia del 5%. Para este análisis de planteo las siguientes hipótesis:

- H_0 : Los residuos se distribuyen normalmente (cuando $p > 0.05$)
- H_1 : Los residuos no se distribuyen normalmente (cuando $p < 0.05$)

La figura 10. indica la recta de normalidad de los residuos con el resultado de la significancia.

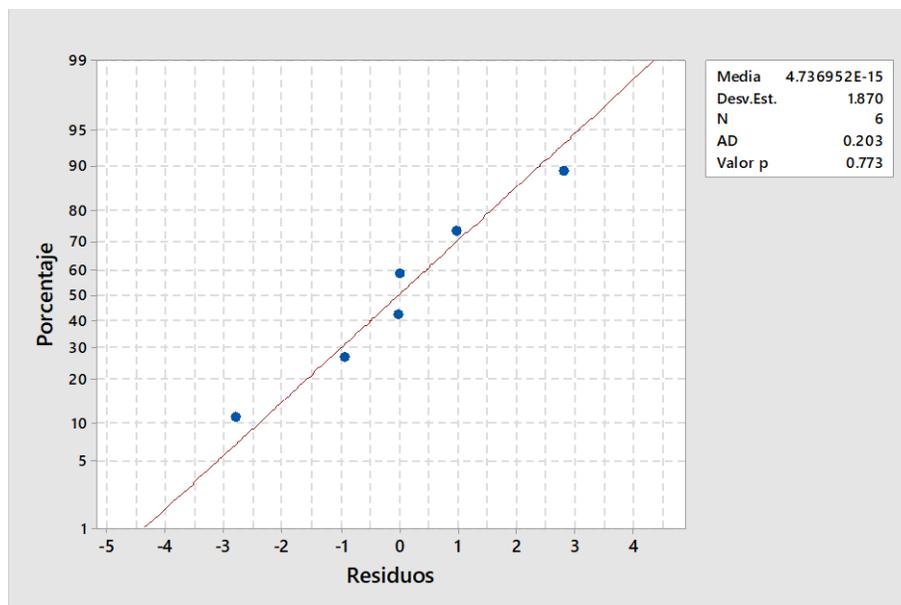


Figura 10. Gráfica de normalidad de los residuos de los resultados de DBO₅

Debido al resultado de probabilidad de 0.773 se acepta la hipótesis nula, cumpliendo el supuesto de normalidad, ya que los datos se consideran normales, se les puede analizar sin error estadístico.

4.4.2.1.2. Homogeneidad de varianzas

Se realiza este estudio para determinar si existe una similitud entre las varianzas de los tratamientos. Se determina la homogeneidad para verificar si los datos comparten varianzas similares. Se plantean las siguientes hipótesis:

- H₀: Las varianzas son iguales (cuando $p > 0.05$)
- H₁: Las varianzas no son iguales (cuando $p < 0.05$)

La figura 11 demuestra la homogeneidad de varianzas de los tratamientos de lodos activados y oxidación avanzada Fenton.

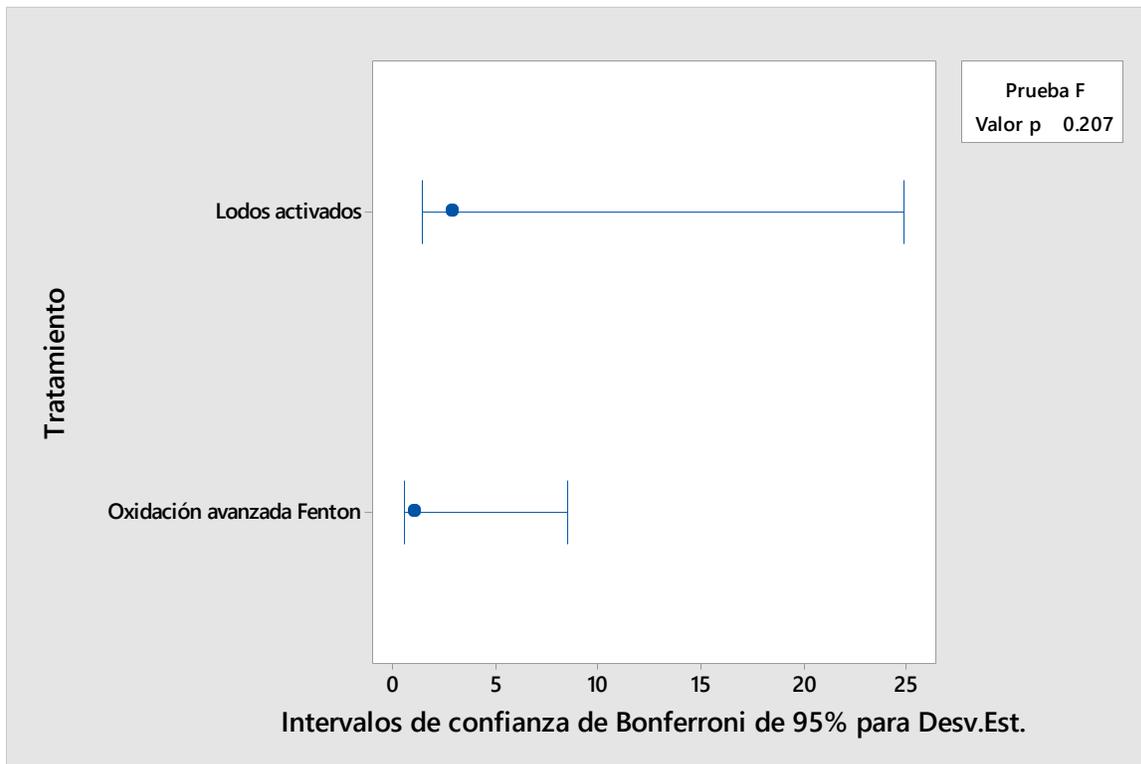


Figura 11. Prueba de igualdad de varianzas: Residuos vs. Tratamiento

La gráfica demuestra que existe una sobre posición de intervalos de confianza entre los tratamientos diferentes, lo que significa que si existe una homogeneidad de varianzas entre tratamientos, como lo demuestra el p valor. Con un valor de 0.207, se acepta la hipótesis nula, demostrando que los valores tienen similitudes y es posible considerar a este el análisis estadístico de manera confiable. Con esto, se cumple con los supuestos necesarios para analizar los resultados mediante el método ANOVA.

4.4.2.2. Análisis de varianza

Se procedió a realizar el análisis ANOVA, para determinar si en realidad existe diferencias significativas entre los tratamientos. En este análisis, las hipótesis son los siguientes:

- H_0 : Las medias de los tratamientos son iguales (cuando $p > 0.05$)
- H_1 : Las medias de los tratamientos no son iguales (cuando $p < 0.05$)

Los resultados en la tabla 16 demuestra los resultados del análisis de varianza de los tratamientos.

Tabla 16.

Análisis de varianza entre tratamientos

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	1	620.17	620.167	141.86	0.00028
Error	4	17.49	4.372		
Total	5	637.65			

Con un valor de p igual a 0.00028, se acepta la hipótesis de que ambos tratamientos son significativamente diferentes. Con este resultado, se afirma que los tratamientos son estadísticamente diferentes en cuanto a la remoción de materia orgánica, se demuestra tanto en los resultados como en los procedimientos que se llevó a cabo. El tratamiento de lodos activados es un tratamiento convencional que requiere de procesos biológicos para su funcionamiento; mientras que, el proceso de oxidación avanzada consiste en una oxidación de los compuestos contenidos en el agua. Los lodos activados se utilizan como tratamiento convencional para la eliminación de materia orgánica biodegradable; mientras que, el proceso de oxidación avanzada

Fenton es un proceso no convencional que oxida casi todas las moléculas de materia orgánica presentes en el agua, biodegradable y no biodegradable. Ambos requieren de tiempo para que ocurran los procesos y reacciones de degradación, en el caso del proceso de lodos activados es imprescindible la velocidad de degradación de los microorganismos, a diferencia del proceso Fenton, en el que, son necesarias las reacciones químicas de oxidación. Se agrega el reactivo Fenton para iniciar el proceso y sin ello no se puede llevar a cabo, y se utiliza el catalizador de $Fe^{+2/+3}$ para acelerar el proceso, en contraste con el tratamiento de lodos activados, se debe tratar el agua con lodos pre-generados, activos y climatizados al agua residual a tratar para conseguir un tratamiento eficiente.

4.4.2.3. Comparaciones de tratamientos por parejas de Fisher

Como último paso para el análisis de los resultados, se realiza la prueba de comparación por el método de Fisher para determinar cuál fue el mejor tratamiento mediante la comparación de medias y para determinar si pueden ser estadísticamente iguales mediante el método LSD, considerando un intervalo de confianza del 95%. La tabla 17 presenta los resultados del análisis estadístico por Fisher.

Tabla 17.

Comparaciones por parejas de Fisher: Tratamiento

Tratamiento	N	Media	Agrupación
Oxidación avanzada Fenton	3	97.2333	A
Lodos activados	3	76.9000	B

Se determinó que, en la experimentación para la remoción de materia orgánica, el método de oxidación avanzada Fenton fue el mejor tratamiento sobre los lodos activados, con una diferencia de medias de más del 20%. Se logró únicamente una mayor eficiencia de materia orgánica del 76% en los lodos activados, menos de lo propuesto por Von sperling (2007) y Van Winckel (2014). El proceso de lodos activados es un proceso complejo, debido a su característica de ser una tecnología biológica. Requiere satisfacer las necesidades de los microorganismos para poder degradar la materia orgánica de manera eficiente, lo cual implica el control de varios parámetros y variables para generar las condiciones ideales de los microorganismos para alcanzar remociones del 95%. Es por esto, que el tratamiento por lodos activados, aunque es un tratamiento convencional, resulta ser complicado al momento de mantener funcionando eficientemente todo el tiempo. En este proyecto, se controló y se manipuló condiciones de aireación, tiempo, nutrientes, y volumen, pero se requiere de más variables de control e investigar para determinar cuáles son las condiciones exactas de eficiencia máxima de remoción de materia orgánica. El proceso de lodos activos es sensible a cambios climáticos y a cambios extremos de concentraciones del agua residual, variables que no siempre se puede controlar o que son costosas para controlar. Se necesita de mucha asesoría técnica para gestionar una planta de tratamientos adecuadamente, opción que muchas industrias no optan por hacer y prefieren descargar los residuos hacia el río sin tratamiento, pagando multas impuestos por las autoridades.

El proceso de oxidación avanzada Fenton puede ser una alternativa a los lodos activados para la remoción de materia orgánica. En este proyecto, se logró conseguir valores similares de remoción de materia orgánica propuesto por Trujillo (2006) y Zheng (2013). Con remociones del 97%, se considera que es un proceso altamente efectivo para remover materia orgánica proveniente del río Machángara. Fue un proceso relativamente más sencillo que el de lodos, ya que se manipuló menos variables y se obtuvo mejores resultados que el de oxidación avanzada

Fenton. Los resultados de 6 ensayos de la experimentación cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en la tabla 2. de la normativa ambiental nacional vigente. Sin embargo, también tienen sus desventajas; por ejemplo, es necesario el control del pH al momento de descargar el agua hacia el medio ambiente, ya que el proceso acidifica el agua, por lo que se requiere una regulación del pH, lo cual puede presentarse como gastos para una industria. Además, también el subproducto del peróxido de hierro es un compuesto que se debe gestionar adecuadamente, ya que el hierro presente puede causar problemas ambientales en exceso, generando otros gastos adicionales.

5. Conclusiones y Recomendaciones

5.1. Conclusiones

El río Machángara es un río altamente contaminado, los parámetros medidos no están en cumplimiento con la normativa ambiental nacional vigente, debido a la alta contaminación por la descarga de aguas residuales sin tratamiento adecuado.

Se realizó un estudio comparativo entre el proceso de lodos activados y oxidación avanzada Fenton para la remoción de materia orgánica del río Machángara. El proceso óptimo determinado para lodos activados (un proceso convencional) fue de 6 horas tiempo de retención, y una dosificación de 0.5 g de nutrientes, logrando una remoción del 76.9% de DBO₅. Aunque se logró una remoción significativa, no se logró obtener remociones proyectadas del 95% propuestos por ciertos autores, ya que hizo falta más control de variables que influyen en el proceso.

El proceso no convencional de oxidación avanzada Fenton obtuvo resultados de remoción de 97%, con un tiempo de exposición a luz UV de 6 horas y una dosificación del reactivo Fenton (peróxido de hidrógeno al 30%) de 0.5 ml, disminuyendo la materia orgánica en un valor adecuado de acuerdo con la normativa nacional.

Se demostró que el método no convencional de oxidación avanzada Fenton fue mejor que el convencional de lodos activados para la remoción de materia orgánica por una diferencia del 20% de remoción.

Se demostró que el proceso de oxidación avanzada Fenton tiene una alta capacidad de degradación de materia orgánica biodegradable y no biodegradable.

5.2. Recomendaciones

Se recomienda en los siguientes estudios escoger mayores tiempos de retención para el tratamiento de lodos activados, ya que los microorganismos presentes en los lodos requieren de tiempo para trabajar y degradar la materia orgánica del río Machángara.

Se considera de importancia, la realización de hacer investigaciones acerca del poder de desnitrificación o eliminación de nitrógeno en aguas residuales en tratamientos de oxidación avanzada Fenton, para ver si es posible que Fenton puede ser un método de tratamientos de aguas residuales a escala industria

Referencias

- Acemioğlu, B. (2004). Adsorption of Congo red from aqueous solution onto calcium rich fly ash. *Journal of Colloid Interface Science*. 274(2), 371-379. doi: 10.1016/j.jcis.2004.03.019
- Agencia de Protección ambiental. (1997). *Wastewater Treatment Manuals*. Irlanda: *Management*.
- Alvarez, S. (2005). La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas*, 14(2), 17–29. doi: 10.7818/re.2014.14-2.00
- Arceivala, S.J. y Asolekar, S.R. (2006). *Wastewater Treatment for Pollution Control and Reuse* (3.^a ed.). India: Tata McGraw-Hill Education.
- Barba, L., & Edith, L. (2002). Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición. *Universidad Del Valle*, 48. <https://doi.org/http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/conceptos.pdf>
- Bedienungsanleitung. (2013). *Manometric BOD Measuring Devices. Instruction Manual*. Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH. Alemania.
- Bisawas, A., Tortajada, C., Izquierdo, R. 2014. *Water Quality Management: Present Situations, Challenges and Future*. Estados Unidos: Routledge.
- Cabrera, H., Garcés, M. y Paredes, P. 2012. Producción de aguas servidas, tratamiento y uso en el Ecuador. Ministerio de Ganadería, Ganadería y Pesca, Ministerio de Salud Pública.
- Chen, R., Nie, Y., Ji, J., Utashiro, T., Li, Q., Komori, D., & Li, Y. Y. (2017). Submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) performance on sewage treatment: Removal efficiencies, biogas production and

membrane fouling. *Water Science and Technology*, 76(6), 1308–1317. doi: 10.2166/wst.2017.240

Corcoran, E., C. Nellesmann, E. Baker, R. Bos, D. Osborn, H. Savelli (eds). 2010. *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, UN-HABITAT, GRID-Arendal.

Crawford, J. L. (2013). Effects of Inorganic Nutrients and Dissolved Organic Carbon on Oxygen Demand in Select Rivers in Northern Utah. (Tesis de maestría). Utah State University.

Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios de la Tabla 2 del Anexo 1, Libro VI, Texto unificado de legislación secundaria del ministerio de ambiente, AM097. Registro Oficial 387, 04 de noviembre del 2015.

Da Ros, G. (1995). *La Contaminación de Aguas en el Ecuador*. Quito: Abya-Yala.

De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*. Elsevier B.V. doi: /10.1016/j.susmat.2016.06.002

Dirinck, E. L., Dirtu, A. C., Govindan, M., Covaci, A., Van Gaal, L. F., & Jorens, P. G. (2014). Exposure to persistent organic pollutants: Relationship with abnormal glucose metabolism and visceral adiposity. *Diabetes Care*, 37(7), 1951–1958. doi: 10.2337/dc13-2329

El Comercio (2015). “El machinara lleva residuos químicos a esmeraldas.” Recuperado el 1 de abril de 2017 de <http://especiales.elcomercio.com/planeta-ideas/planeta/1-de->

noviembre/Contaminacion-Machangara-transporte-residuos-esmeraldas

- Garrido-Ramírez, E. G., Theng, B. K. G., & Mora, M. L. (2010). Clays and oxide minerals as catalysts and nanocatalysts in Fenton-like reactions - A review. *Applied Clay Science*, 47(3-4), 182-192. doi: 10.1016/j.clay.2009.11.044
- Gawande, P; Patil, k (2014). "A Review on Removal of Organic Matter from Waste Water Using Activated Sludge Process". *International Journal of Science and Research (IJSR)*, Vol. 8, pp. 1037-1039, ISSN 2319-7064.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., ... Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 57–65. doi: 10.1016/j.iswcr.2015.03.002
- Gerardi, M.H. (2006). *Wastewater Bacteria*. Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Glaze, W.H., Kang, J.W. and Chapin, D.H. (1987) The Chemistry of Water Treatment Processes Involving Ozone, Hydrogen Peroxide and Ultraviolet Radiation. *Ozone: Science & Engineering*, 8(9), 335-352. doi: 10.1080/01919518708552148
- Hansell, D. a, & Carlson, C. a. (2001). Marine Dissolved Organic Matter and the Carbon Cycle. *Society*, 14(4), 41–49. doi: 10.5670/oceanog.2001.05
- Ho, Y. C., Show, K. Y., Guo, X. X., & Norli, I. (2012). Industrial Discharge and Their Effect to the Environment. *Intech Journal*, 1–33. doi: 10.5772/52807
- Hopkinson, C. S., Vallino, J. J., & Nolin, A. (2002). Decomposition of dissolved organic matter from the continental margin. *Deep-Sea Research II*, 49(20), 4461–4478. doi: 10.1016/S0967-0645(02)00125-X

- Inamori, Y y Fujimoto, N. (2010). Pollution Sources. En S. Kubota, Y. Tsuchiya. (Comps). *Water Quality and Standards – Volume II*. Japan: Encyclopedia of Life Support Systems.
- Inamori, Y y Fujimoto, N. (2010). Contamination of Water Sources. En S. Kubota, Y. Tsuchiya. (Comps). *Water Quality and Standards – Volume II*. Japan: Encyclopedia of Life Support Systems.
- INIAP. (1998). Metodología de laboratorio de suelos de la Estacion Experimental Santa Catalina. Quito. Ecuador.
- Khebiza, M. Y., Boughrous, A. A., Gabbanini, C., Messouli, M., & Messana, G. (2006). Impact of waste discharges on the water quality and interstitial community structure of two Mediterranean rivers. *Italian Journal of Zoology*, 73(2), 153–166. doi: 10.1080/11250000600679462
- Kommineni S, Zoeckler J, Stocking A, Liang S, Flores A, Kavanaugh M. (2000). 3.0 Advanced Oxidation Processes. En G. Melin (Comps). *Treatment Technologies for Removal Methyl Tertiary Butyl Ether (MTBE) From Drinking Water* (2.^a ed.). Estados Unidos: Center for Groundwater Restoration and Protection National Water Research Institute.
- Langenbach, T. (2013). Persistence and Bioaccumulation of Persistent Organic Pollutants (POPs). *Applied Bioremediation-Active and Passive Approaches*. doi: 10.5772/56418
- Lasso, H. (2014). “Historia ambiental del río Machángara en Quito del siglo XX.” (Tesis de maestría). Ecuador. Universidad Central.
- Linbo, T. L., Baldwin, D. H., McIntyre, J. K., & Scholz, N. L. (2009). Effects of water hardness, alkalinity, and dissolved organic carbon on the toxicity of copper to the lateral line of developing fish. *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 28(7), 1455–1461. doi: 10.1897/08-283.1

- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 60–68. doi: 10.1038/nature16069
- Loures, C. C. a., Filho, H. J. I., Samanamud, G. R. L., Souza, A. L., Salazar, R. F. S., Peixoto, A. L. C., & Guimarães, O. L. C. (2013). Performance Evaluation of Photo-Fenton and Fenton Processes for Dairy Effluent Treatment. *International Review of Chemical Engineering (IRECHE)*, 5(4), 280. doi: 10.15866/ireche.v5i4.6930
- Lu, M. C., Chen, J. N., & Chang, C. P. (1999). Oxidation of dichlorvos with hydrogen peroxide using ferrous ion as catalyst. *Journal of Hazardous Materials*, 65(3), 277–288. doi: 10.1016/S0304-3894(98)00268-4
- Lucioni, A. C., Vega, J., & Baudrit, -. (2012). ESTUDIO CINÉTICO DE LA DEGRADACIÓN FOTOCATALÍTICA OXIDATIVA DE COLORANTES EMPLEADOS EN LA INDUSTRIA TEXTILERA. *Revista Iberoamericana de Polímeros Volumen Iberoam. Polim*, 13(132), 60–68. Recuperado el 3 de abril de 2017 de <http://www.reviberpol.iibcaudo.com.ve/pdf/ABR12/lucioni.pdf>
- Manuel de Jesus, L. (2016). EL RÍO MACHÁNGARA Y SU AFECTACIÓN A LOS DERECHOS CONSTITUCIONALES DE LOS MORADORES DEL SECTOR “EL TRANSITO”, CIUDAD DE QUITO, PROVINCIA DE PICHINCHA, AÑO 2014” (Tesis de pregrado). Universidad Central del Ecuador, Ecuador.
- Maso, A. (2009). Management of industrial wastewater discharges in river basins through agents’ argumentation. (Tesis de doctorado). España. University of Girona.
- Mesdaghinia A, Nasser S, Mahvi AH, Tashauoei HR, Hadi M. (2015). The estimation of per capita loadings of domestic wastewater in

Tehran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 13 - 25. doi:10.1186/s40201-015-0174-2.

Mostofa, K. M. G., Liu, C., Mottaleb, M. A., & Wan, G. (2013). *Photobiogeochemistry of Organic Matter*. doi: 10.1007/978-3-642-32223-5

Muñoz, H. T. (2016). Dimensionamiento del área de lodos activados para una planta de tratamiento de aguas residuales en el cantón Machala. Machala: Universidad Técnica de Machala, Ecuador.

Naciones Unidas. (2017). *Wastewater. The Untapped Resource. The United Nations World Water Development Report. Wastewater. The Untapped Resource*. Recuperado el 6 de octubre de 2017 de <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002471/247153e.pdf>

Nageeb, R. (2013), *Organic Pollutants- Monitoring, Risk and Treatment*. Croatia: InTech

Ogendi, N. (2005). "FENTON & FENTON-LIKE REACTIONS: THE NATURE OF OXIDIZING INTERMEDIATES INVOLVED" (Tesis de doctorado). Universidad de Maryland. Estados Unidos.

Orjuela Gutierrez, M. I., & Lizarazo Becerra, J. M. (2013). *Sistemas De Plantas De Tratamiento De Aguas Residuales En Colombia*. Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Pirkanniemi, K, Metsärinne, S; Sillanpää, M. (2007). Degradation of EDTA and Novel Complexing Agents in Pulp and Paper Mill Process and Wastewaters by Fenton's Reagent. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, 145(1-2), 556-561. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.01.050

PNUMA (Programa de naciones unidas para el medio ambiente). (2006). *Challenges to International Water: Regional Assessments in a Global*

Perspective, 120. Recuperado el 19 de diciembre de 2017 de http://www.unep.org/publications/contents/pub_details_search.asp?ID=3801%5Cnhttp://www.unep.org/dewa/giwa/publications/finalreport/

- PNUMA. (2016). *A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a Global Assessment*. Nairobi, UNEP. Recuperado el 23 de septiembre de 2017 de unesco.org/emergingpollutants
- PNUMA. (2016). *A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 162pp. A Snapshot of the World's Water Quality*. doi: 978-92-807-3555-0
- Przywara, L., Mrowiec, B., & Suschka, J. (s.f.). Municipal sewage treatment in UpFlow anaerobic filter, 89–98. Recuperado el 5 de noviembre de 2017 de https://www.kth.se/polopoly_fs/1.651119!/JPSU18P11.pdf
- Quinga, M. (2017). "Contaminación del río machángara y el Derecho del buen vivir de los habitantes del barrio de Guapulo de DMQ del Quito en 2015". (Tesis de pregrado). Universidad Central del Ecuador, Ecuador.
- Quiroz, M., Bandala, E.R., Martínez-Huitle, C.A. (2011). Advanced Oxidation Processes (AOPs) for Removal of Pesticides from Aqueous Media. *Pesticides - Formulations, Effects, Fate*. doi: 10.5772/13597
- Red Metropolitana de Monitoreo Recurso Hídrico -DMQ. (2017). Ubicación de las Estaciones. Recuperado el 17 de diciembre de 2017 de: <https://sites.google.com/site/redaguadmq/>
- Reinoso, I. (2015) "Evaluación ambiental del río machangara" (Tesis de pregrado). Escuela politécnica nacional. Ecuador.
- Rodriguez, R., Flesler, F., Lehmann, V. (2010). "OXIDACIÓN AVANZADA – SISTEMA FENTON – EN TRATAMIENTO DE EFLUENTES

INDUSTRIALES DE ALTA CARGA ORGANICA. INTI Ambiente. Recuperado el 6 de septiembre de 2017 de <https://www.inti.gov.ar/tecnointi2013/CD/info/pdf/365.pdf>

Romero, J.A. (2005). Tratamiento de aguas residuales. Teorías y principios de diseño. ESCUELA COLOMBIANA DE INGENIERIA. Colombia-Bogota.

Ross, P. S., & Birnbaum, L. S. (2002). III. CASE STUDIES A. Persistent Organic Pollutants (POPs) in humans and wildlife. Recuperado el 17 de septiembre de 2017 de http://www.who.int/ipcs/publications/en/ch_3a.pdf?ua=1

Rozkosny, M., Kriska, M., Salek, J., Bodik, I., & Istenic, D. (2014). *Natural Technologies of Wastewater Treatment*. Recuperado el 21 de octubre de 2017 de: http://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cee_files/regional/natural-treatment.pdf

Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1–13. doi: 10.1016/j.agwat.2013.08.007.

Sattler, M. (2011). Anaerobic Processes for Waste Treatment and Energy Generation, *Integrated Waste Management Volume 2*, 2, 215-246. doi: 10.5772/17731.

Sillanpää, M. (2014). *Natural Organic Matter in Water*. Estados Unidos: Butterworth'Heinemann.

Smith, P., Cotrufo, M. F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P. J., Elliott, J. A., ... Scholes, M. C. (2015). Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *SOIL Discussions*, 2(1), 537–586. doi: 10.5194/soild-2-537-2015

- Teran, G. (2015). "Reacción de Fenton para el tratamiento de efluentes industriales contaminados con colorante." (Tesis de pregrado) Universidad de las Americas. Ecuador- Quito.
- Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., & Schertenleib, R. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies. Development*. <https://doi.org/SAN-12>
- Van Winckel, T. (2014). Development of high-rate activated sludge processes for energy-efficient wastewater treatment. (Tesis de masterado). Universiteit Gent. Belgica.
- Von Sperling, M. (2007). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. India: IWA Publishing.
- Von Sperling, M. (2007a). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. India: IWA Publishing.
- Walakira, P. 2011. IMPACT OF INDUSTRIAL EFFLUENTS ON WATER QUALITY OF RECEIVING STREAMS IN NAKAWA-NTINDA, UGANDA. (Tesis de masterado). Makere University. Uganda
- Walling, C., 1975. Fenton's reagent revisited. *Accounts of Chemical Research*, 8, 125– 131. doi: 10.1021/ar50088a003
- Wen, Y. *et al.* (2017). Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Sci. Rep.* **7**, 43289; doi: 10.1038/srep43289.
- WWAP (World Water Assessment Programme). (2012). *Water in the World We Want*. Luxemburgo: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO).

WWAP. (2017). *Wastewater. The Untapped Resource. The United Nations World Water Development Report. Wastewater. The Untapped Resource.* Francia: UNESCO.

Zheng, C., Zhao, L., Zhou, X., Fu, Z., Li, A. (2013). Treatment Technologies for Organic Wastewater, de W. Elshorgaby y R.K. Showdhury (Comps), Water Treatment, doi: 10.5772/52665.

