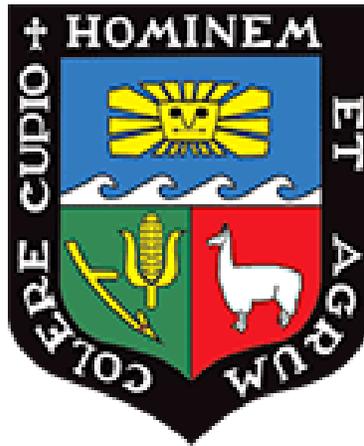


UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE UN REACTOR UASB
MEDIANTE UNA MEZCLA DE AMONIO CUATERNARIO Y
HIERRO”**

Presentada por:

Rodrigo Madueño Delgado

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Lima - Perú

2018

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS

**“TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE UN REACTOR UASB
MEDIANTE UNA MEZCLA DE AMONIO CUATERNARIO Y
HIERRO”**

Presentada por:

Rodrigo Madueño Delgado

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

M. Sc. Rosa Miglio Toledo
PRESIDENTE

Ing. Agric. Lawrence Quipezco Ushñahua
MIEMBRO

Biol. Roberto Ramos Chaupin
MIEMBRO

Biol. Juan Juscamaita Morales
ASESOR

Dra. Rosemary Vela Cardich
CO - ASESORA

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece al Biólogo Juan Juscamaita, profesor de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Agraria la Molina por el apoyo permanente como asesor de esta tesis.

A la Profesora Rosa Miglio por su constante seguimiento y monitoreo durante la realización de este proyecto.

A la Dra Rosemary Vela, por sus importantísimos aportes y colaboración en el desarrollo de este trabajo, brindando las facilidades para la extracción del efluente en el reactor UASB.

De manera especial a Renzo Silva por su constante apoyo en la realización práctica de esta investigación, el recojo del insumo, la preparación de las mezclas y las mediciones de varios parámetros.

A mi amigo Giovanni Tamayo por su incondicional ayuda.

A mis padres, por su motivación y consejos.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1.	AGUA RESIDUAL DE LA CRIANZA PORCINA	3
2.1.1.	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS	4
2.1.2.	PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR) Y MÉTODOS DE TRATAMIENTO UTILIZADOS.....	5
2.2.	NORMATIVA DE LOS EFLUENTES.....	8
2.2.1.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO.....	8
2.2.2.	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO.....	8
2.2.3.	VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES (VMA)	9
2.3.	REACTOR UASB	10
2.4.	COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	12
2.4.1.	POLÍMEROS SINTÉTICOS.....	17
2.4.2.	POLÍMEROS NATURALES.....	19
2.4.2.1.	MATERIALES NATURALES VEGETALES UTILIZADOS COMO COAGULANTES.....	20
2.4.3.	CLORURO FÉRRICO (FeCl ₃).....	22
2.4.4.	AMONIO CUATERNARIO (NH ₄ ⁺)	23
2.4.5.	PRUEBA DE JARRAS PARA APLICAR DOSIS DE COAGULANTE	25
2.5.	COMPORTAMIENTO DEL H ₂ S EN MEDIO ACUOSO.....	26
2.6.	AIREACIÓN DE LAS AGUAS PROVENIENTES DEL REACTOR UASB	27
2.7.	FORMACION DE SULFURO FERROSO.....	30
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	31
3.1.	LUGAR DE INVESTIGACIÓN	31
3.2.	PRUEBAS PRELIMINARES	31
3.3.	TRATAMIENTOS CON TEST DE JARRAS	33
3.4.	OPTIMIZACIÓN DEL TRATAMIENTO	36
3.5.	CARACTERIZACIÓN DEL LODO.....	37

3.6.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	38
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIONES	39
4.1.	RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FISCOQUÍMICOS DEL AGUA A LA SALIDA DEL REACTOR UASB.....	39
4.2.	PRUEBAS PRELIMINARES	39
4.3.	TRATAMIENTO OPTIMIZADO.....	42
4.4.	RESULTADOS DE LA PRUEBA DE JARRAS CON TRATAMIENTO OPTIMIZADO.....	43
4.4.1.	TURBIDEZ Y pH.....	43
4.4.2.	ANÁLISIS FISCO-QUÍMICO DEL EFLUENTE CON TRATAMIENTO OPTIMIZADO	46
4.4.2.1.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)	46
4.4.2.2.	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)	48
4.4.2.3.	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST).....	50
4.4.2.4.	ACEITES Y GRASAS.....	52
4.5.	LODOS RESIDUALES	53
V.	CONCLUSIONES	54
VI.	RECOMENDACIONES	56
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
VIII.	ANEXOS.....	65

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: VMA para las descargas de efluentes no domésticos en el alcantarillado	10
Tabla 2: Tratamientos aplicados al efluente	35
Tabla 3: Dosis sin enrasar, aplicadas luego de airear, misma concentración	37
Tabla 4: Efluentes sin tratar (blancos)	39
Tabla 5: Pruebas preliminares con FeCl_3 y Cloruro de benzalconio	40
Tabla 6: Resultado de la DQO aplicado el tratamiento sin aireación	41
Tabla 7: Remoción de la turbidez, pH inicial y final	44
Tabla 8: Resultados de los análisis	46
Tabla 9: Mediciones adicionales de DQO en tratamientos 2 y 3	48
Tabla 10: Eficiencia de la remoción de la DBO	50
Tabla 11: Mediciones adicionales de SST	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Compuestos aplicados en los tratamientos	33
Figura 2: Equipo de test de jarras	34
Figura 3: Pruebas preliminares con FeCl_3 y Cloruro de benzalconio.....	40
Figura 4: Inhibición de crecimiento bacteriano al aplicar la mezcla	41
Figura 5: Tratamiento sin airear	42
Figura 6: Posible formación de sulfuro ferroso	42
Figura 7: Aireación del efluente	42
Figura 10: Resultados del análisis de DQO de los tratamientos.....	47
Figura 11: Resultados de los análisis de DBO de los tratamientos	49
Figura 12: Resultados de los análisis de Sólidos Suspendidos Totales	50

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: Análisis fisicoquímicos de los tratamientos.....	65
ANEXO 2: Análisis estadístico.....	67
ANEXO 3: Análisis del lodo remanente.....	85

RESUMEN

La presente tesis resume los resultados obtenidos durante la investigación del tratamiento realizado a los efluentes generados por el reactor biológico de flujo ascendente en manto de lodos (UASB), provenientes de la granja de cerdos de la Universidad Nacional Agraria la Molina. La puesta en marcha de este reactor había logrado previamente la remoción de gran cantidad de materia orgánica, pero dejó abierta la investigación para optimizar el tratamiento de los efluentes mediante procesos físicos o biológicos.

Los ensayos preliminares consistieron en numerosas pruebas en las que se evaluó la capacidad de remoción de turbidez de distintos compuestos y mezclas de ellos en el tratamiento de estos efluentes. Se determinó que la mezcla a utilizar consistiría de Cloruro Férrico y una sal de amonio cuaternario para evaluar su eficiencia en los procesos de coagulación y floculación, para cumplir con las normas legales de las aguas de alcantarillado. Se prepararon nueve dosis distintas, se ajustaron tiempos, dosis, se optimizaron las condiciones y los análisis fisicoquímicos demostraron que la mezcla limpiadora, reduce en gran medida los parámetros fisicoquímicos como la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los sólidos suspendidos totales (SST) y los aceites y grasas.

Uno de los tratamientos utilizados (1,875 ml de FeCl_3 con 0,625 de amonio cuaternario en 500 ml de efluente) logró disminuir significativamente los cuatro parámetros para el cumplimiento de las normas legales. Tuvo un 88.76 por ciento de eficiencia en la remoción de la DQO, un 90.27 por ciento en la remoción de la DBO y un 98.72 por ciento en la remoción respecto a los SST. Se dejó abierta esta investigación para una posible optimización que pueda llegar a alcanzar las normas legales para aguas de mejor calidad.

Palabras clave

Reactor UASB, coagulación, floculación, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno

SUMMARY

This thesis presents the results obtained during the investigation of the treatment carried out to the effluents generated by the up-flow anaerobic sludge bed reactor (UASB), coming from the pig farm in Lima, Peru ("La Molina" Agrarian University Campus).

The start-up of this reactor had previously achieved the removal of a large amount of organic matter, but left research open to optimize the treatment of effluents through physical or biological processes.

Preliminary essays consisted of numerous tests in which the turbidity removal capacity of different compounds and mixtures of them in the treatment of these effluents was evaluated.

It was determined that the mixture to be used would consist of Ferric Chloride and a quaternary ammonium salt to evaluate its efficiency in the coagulation and flocculation processes, in order to comply with the legal norms of sewage water. Nine different doses were prepared. Times, doses were adjusted, conditions were optimized and physicochemical analysis showed that the cleaning mixture greatly reduces the physicochemical parameters such as chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total suspended solids (SST) and oils and fats.

One of the treatments used (1,875 ml of FeCl_3 with 0.625 quaternary ammonium in 500 ml of effluent) managed to significantly reduce the four parameters for compliance with the legal regulations. It had an 88.76 percent efficiency in the removal of the COD, a 90.27 percent in the removal of the BOD and a 98.72 percent in the removal with respect to the SST. This investigation was left open for a possible optimization that could reach the legal norms for waters of better quality.

Keywords

UASB reactor, coagulation, flocculation, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand

I. INTRODUCCIÓN

El problema de la contaminación de las aguas es, sin duda, uno de los aspectos más preocupantes de la degradación de los medios naturales por parte de la civilización contemporánea, siendo considerado como un problema universal latente en la actualidad (Jeon *et al.*, 2004). Una de las actividades que demanda un uso de volúmenes muy elevados de agua es la crianza de porcinos, actividad que contamina las aguas en gran medida, generan lodos pestilentes y desechos que no son aptos para ninguna actividad, ocasiona problemas de contaminación abundantes; se producen enfermedades que muchas veces derivan en epidemias, atraen moscas, roedores y otros animales propios de la suciedad.

Durante los últimos años, se ha dado mucha importancia al tratamiento de aguas residuales, ya que el agua, es un recurso de gran importancia para los seres vivos y se encuentra cada vez más escasa por lo que debemos ser conscientes en cuidarla y reusarla adecuadamente.

En el año 2014, gracias a los fondos del Proyecto de Investigación Aplicada N° 224-FINCYT-IA-2013, titulado “Modelo de tratamiento de aguas residuales para instalaciones de crianza intensiva de cerdos con fines de reuso del efluente tratado y producción de biogás” se instaló en la unidad experimental de cerdos de la UNALM, un proyecto piloto de tratamiento de aguas residuales, compuesto por un reactor UASB (Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente y Manto de Lodos) como tratamiento primario, seguido por humedales artificiales como tratamiento secundario del agua residual de la unidad experimental.

La puesta en marcha de este reactor UASB permitió la remoción de gran cantidad de materia orgánica de estos efluentes pero la posterior caracterización del efluente mostró que no cumple aun con la normativa ambiental (D.S. N° 001-2015-VIVIENDA), por lo que requiere un tratamiento adicional para alcanzar la calidad deseada.

Es por ello que se propone en este trabajo la utilización de un proceso de coagulación-floculación para mejorar la calidad del efluente, usando una mezcla de compuestos en concentraciones adecuadas para producir aguas que cumplan con las normas ambientales.

El objetivo general de esta tesis fue evaluar la eficiencia de un proceso de coagulación-floculación, aplicando una mezcla de cloruro férrico con un compuesto usado como desinfectante, el cual posee moléculas de amonio cuaternario en su composición.

Para poder establecer este objetivo, se realizaron ensayos preliminares de manera empírica, que permitieron establecer las sustancias definitivas a utilizar y en las que se determinaron parámetros importantes para la aplicación de los tratamientos, por lo que se plantearon objetivos específicos: la evaluación de la reducción de la carga orgánica y patógenos en los efluentes del reactor UASB luego del proceso de coagulación – floculación, la evaluación de la concentración y combinación óptima de mezcla que permita maximizar el rendimiento del proceso de coagulación- floculación y la evaluación del cumplimiento de los parámetros (VMA) para los sistemas de alcantarillado sanitario de acuerdo a la ley DS-001-2015.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. AGUA RESIDUAL DE LA CRIANZA PORCINA

Dentro de las actividades productivas se usa agua pero la mayor cantidad se da en el lavado de pisos. La contaminación es generada por distintas partículas que se mezclan con el agua.

El volumen de agua utilizada se ha estimado entre 10 y 20 litros de agua por cerdo en países tropicales (Velandia *et al.*, 1997). En la actualidad, la unidad experimental de cerdos de la Universidad Nacional Agraria la Molina (UNALM) utiliza alrededor de 8 m³/día de agua para la población de cerdos de la granja (Tapia *et al.*, 2015). Estas aguas residuales, que son una mezcla de excretas líquidas y sólidas, más orinas de los animales con el agua destinada a la limpieza, se derivan a un depósito o poza y luego son descargadas a un canal de regadío de la UNALM, generando problemas de olores, presencia de vectores, reproducción de gran cantidad de moscas en un ambiente que debería estar libre de ellas, enfermedades para los cerdos y para la gente que trabaja en dichos ambientes. Las excretas varían en volumen y composición según el clima, los alimentos y la etapa de crecimiento en la que se encuentran los cerdos, la cantidad de desechos generados por un cerdo puede variar entre 4,9 por ciento y 8,5 por ciento de su peso vivo por día para cerdos entre 15 y 100 kg (Santos *et al.*, 2008).

El vertimiento de efluentes no tratados de cerdos causa varios tipos de impactos ambientales como: la eutrofización de cuerpos de aguas superficiales, los malos olores y la generación de microorganismos resistentes a antibióticos (Sanz *et al.*, 1996). Adicionalmente, la presencia de patógenos en dichos efluentes como helmintos y coliformes es un peligro latente para la salud humana. Existe una gran escasez de capacitación ambiental, lo cual lleva a un uso dañino y excesivo de las aguas residuales y al deterioro de la calidad del suelo cuando los residuos porcinos han sido aplicados de manera directa. (Nogueira & Silva *et al.*, 2006)

A pesar de que la alimentación de cerdos en crianza intensiva presenta altas concentraciones de cobre y zinc como estimuladores de crecimiento y acción antibiótica para los cerdos (Ahn *et al.*, 2006), la cantidad final que los cerdos llegan a absorber y asimilar es bastante baja (Duda & Oliveira *et al.*, 2011) y por ende las excretas generadas poseen altas concentraciones de estos metales. Además, es conocido que en la crianza de porcinos se aplican medicamentos que poseen arsénico en su composición (Silbergeld *et al.*, 2008), lo que puede generar el aumento de la concentración de dicho metal en los efluentes finales.

El aumento de la población y de la demanda de carne de cerdo, intensifica la producción del ganado porcino, minimizando el área y volumen de agua requerido per cápita y es así como se podrían incrementar las concentraciones de parámetros contaminantes con riesgos mayores para la salud y el medio ambiente (Tapia *et al.*, 2015).

2.1.1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS

Muchas veces los contaminantes presentes en el agua son sustancias coloidales que difícilmente se pueden atacar debido al pequeñísimo tamaño de sus partículas, que suelen variar entre 1nm y 1µm. La contaminación del agua provocada por sustancias coloidales no siempre es fácil de identificar. Estas sustancias no son perceptibles a simple vista, sólo con el uso de microscopio (Arboleda *et al.*, 2000).

Las aguas residuales de la producción porcina, poseen alta carga orgánica, patógenos y gran cantidad de agentes contaminantes que las llenan de impurezas y no son aptas para ningún tipo de reutilización.

Es por ello que en la actualidad se han tomado como prioridad distintas tecnologías en el tratamiento de las aguas residuales para que se les dé una adecuada reutilización. A nivel nacional e internacional se han promulgado leyes más estrictas en lo referente a la contaminación de las aguas, sancionando severamente a las personas y/o empresas que no las cumplan, los residuos se deben separar y se han creado límites para todo tipo de aguas, dependiendo de la utilización (consumo, uso doméstico, alcantarillado, etc). Estos límites

hacen referencia a parámetros fisicoquímicos y al contenido de sustancias contaminantes como metales pesados, sulfuros, sulfatos, etc.

2.1.2. PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR) Y MÉTODOS DE TRATAMIENTO UTILIZADOS

Debido a la alta contaminación de las aguas, muchos países han desarrollado distintas tecnologías referentes a la descontaminación de agua entre los que podemos mencionar:

- Las aguas residuales contienen residuos procedentes de las ciudades y fábricas. Es necesario tratarlos; en una depuradora, los residuos atraviesan una serie de cedazos, cámaras y procesos químicos para reducir su volumen y toxicidad. En una PTAR existen tres diagramas de flujo independientes; flujo de agua, flujo de lodos y flujo de gases. Estos tres componentes tienen aplicación distinta y objetivos diferentes, pero todos deben determinar la solución ambientalmente aceptable de la disposición final de los fluidos. Los objetivos y condiciones de una PTAR deben ser definidos con claridad, especialmente en los siguientes aspectos:
 - a) Eficiencia requerida: Es muy importante no solo por el cumplimiento de la Norma de Descarga de la autoridad ambiental sino que determina los aspectos costo-eficientes del rango dado. Es decir, para obtener por ejemplo, una eficiencia del 80% existen unos procesos más económicos que otros (sin sacrificar la calidad de los equipos) (Orozco *et.*, *al* 2005).
 - b) Condiciones ambientales de la PTAR: Entre éstas se incluyen la temperatura del AR, la altura geográfica del sitio (msnm), la dirección predominante de los vientos, el nivel de insolación, cercanía a zonas urbanas, etc. (Medina *et.*, *al* 2000).
 - c) Características de las AR: Aquí se mide la DBO (total y filtrada), la DQO (total y filtrada), los SS, el N y el P (nutrientes), pH, los

SD (presencia de cloruros), aceites y grasas y los niveles de sustancias de interés sanitario (tóxicos, sustancias no biodegradables). (Orozco *et al.*, 2005).

- d) Cantidad de la AR: Es importante porque el tamaño de la planta introduce economías de escala que hay que tener en cuenta (Orozco *et al.*, 2005).

Los métodos de tratamiento más utilizados son:

- **Lodos activados:** El método de los lodos activados es un proceso de tratamiento por el cual el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado reactor. Está dirigido a transformar sustrato orgánico soluble o insoluble, en forma coloidal o suspendida, en sólidos biológicos floculentos que pueden ser asentados – y de este modo separados del agua que contaminan- por medio de los procesos convencionales de sedimentación (Orozco *et al.*, 2005).

- **Lagunas aireadas:** Es un proceso en el cual se efectúa el tratamiento de las AR como en el proceso de lodos activados, pero sin retorno, es decir, el AR pasa solamente una vez. El aire se suministra artificialmente mediante aireadores mecánicos, por lo cual las algas no representan una parte sustancial del proceso biológico. El bajo contenido de SSV, que normalmente mantiene este tipo de sistemas, hace poco recomendable emplear esta tecnología que gira en torno al crecimiento de la biomasa, y por lo tanto es recomendable emplear un sistema que haga énfasis en la remoción de sustrato (Orozco *et al.*, 2005).

- **Desalinización:** Se basa en el proceso de la ósmosis inversa; como es sabido, la ósmosis es un proceso natural que se produce en las células de los seres vivos por el cual dos soluciones distinta concentración salina puestas en contacto a través de una membrana semipermeable tienden a igualar sus

concentraciones. Para ello se produce un movimiento desde la solución más diluida hacia la más concentrada, que se detiene cuando se alcanza el equilibrio. Este fenómeno puede ser invertido de manera artificial aplicando una presión en un tubo que contenga la solución más concentrada y así el movimiento se producirá hacia la solución más diluida para finalmente alcanzar una posición de equilibrio. La altura que alcanza la solución en el nuevo equilibrio es función de la presión aplicada, de las características de la membrana y de la concentración de ambas soluciones (Medina *et al.*, 2000).

También existen los métodos de tratamientos mediante los reactores UASB y los métodos de coagulación y floculación que serán tratados al detalle más adelante por ser los aplicados en esta investigación. En países desarrollados se ha logrado tomar conciencia y por ende se ha llegado a una significativa reducción de la contaminación de las aguas así como su reutilización y poco a poco se intentan optimizar los métodos para una mejor productividad; en los países en vías de desarrollo, existe demasiada informalidad, por lo que toda actividad que no está regulada desencadena en que los desechos no tengan un destino adecuado, se arrojan desechos tóxicos a las alcantarillas que terminan en una gran contaminación de los ríos y por lo tanto acarrea grandes problemas ambientales.

El Perú es uno de los países en vías de desarrollo que tiene grandes problemas con la contaminación de aguas residuales, posee chancherías informales en zonas periurbanas. Las actividades porcícolas generan grandes cantidades de excretas contaminantes, dependiendo del tipo de crianza y alimentación que se le den a los cerdos, es por ello que es de vital importancia darle un tratamiento a los residuos. En el caso que nos compete, apuntamos a la evaluación del cumplimiento de aguas aptas para el alcantarillado mediante un método de coagulación-floculación de los efluentes generados previamente por un tratamiento de un reactor UASB que disminuye significativamente la materia orgánica de los desechos.

2.2. NORMATIVA DE LOS EFLUENTES

La Autoridad Nacional del Agua tiene la facultad de otorgar autorizaciones de vertimientos de aguas residuales tratadas siempre y cuando los efluentes cumplan con los Límites Máximos Permisibles (LMP) y no transgredan los Estándares de Calidad Ambiental (ECA).

En lo que respecta a las aguas residuales no domésticas, en el año 2015 se introdujo en la legislación peruana los Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario (DS-001-2015-VIVIENDA), que es una modificación de la ley introducida en el año 2009, la cual sólo se diferencia por un pequeño cambio en lo referente al contenido de sulfatos; éstos valores establecen límites y rangos de concentración de sustancias contaminantes presentes en las aguas residuales no domésticas que son vertidas al sistema de alcantarillado.

2.2.1. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que se utiliza para estimar la contaminación orgánica del agua. Se mide a partir de la cantidad de oxígeno disuelto necesario para la degradación química de los contaminantes orgánicos que contiene; es decir, es la estimación de la materia oxidable, en términos de oxígeno equivalente presente en el agua, independientemente de su origen orgánico o mineral. La determinación de la DQO no presenta interferencias por amonio, sustancias nitrogenadas, pero tiene limitaciones ya que oxida la materia orgánica sin que importe su biodegradabilidad (Barrera *et al.*, 2014).

2.2.2. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de un afluente doméstico o industrial, es la cantidad de oxígeno disuelto que puede ser consumido por oxidación bioquímica de materia orgánica degradable, bajo condiciones específicas.

Se define también como la cantidad de oxígeno que requieren las bacterias durante la estabilización de la materia orgánica susceptible de descomposición en condiciones aerobias. Es un parámetro indispensable cuando se necesita determinar el estado o la calidad del agua de ríos, lagos, lagunas o efluentes. Cuanto mayor cantidad de materia orgánica contiene la muestra, más oxígeno necesitan sus microorganismos para oxidarla (degradarla).

Dependiendo del agua a investigar, el método incluye o no, la dilución de ciertas porciones de muestra con agua saturada de oxígeno e inoculación de un cultivo de microorganismos. El oxígeno disuelto se analiza en muestras por separado, al principio y al final del tiempo de incubación, normalmente 5 ó 7 días (DBO₅ o DBO₇) a 20°C (Garay *et al.*, 1993).

2.2.3. VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES (VMA)

La normativa ambiental peruana actual no delimita parámetros máximos permisibles para efluentes generados en la crianza porcina. No obstante, existen límites para las aguas no domésticas vertidas al alcantarillado municipal.

El Decreto Supremo N° 001-2015-VIVIENDA establece los Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Los efluentes de la crianza intensiva de cerdos se encuentran incluidos en listado de actividades de dicha normativa. En este contexto, si los efluentes de la crianza intensiva de cerdos fuesen vertidos al sistema de alcantarillado, la composición de éstos tendría que cumplir con los VMA para los parámetros aplicables. La Tabla 1 muestra algunos de los valores que esta normativa delimita.

Tabla 1: VMA para las descargas de efluentes no domésticos en el alcantarillado

Parámetro	Unidad	VMA
pH		6 - 9
Temperatura	°C	< 35
Aceites y grasas	mg/L	100
DBO	mg/L	500
DQO	mg/L	1000
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	500
Coliformes fecales	NMP/100 mL	---
Huevos de Helminto	NMP/100 mL	---
Aluminio	mg/L	10
Arsénico	mg/L	0.5
Boro	mg/L	4
Cadmio	mg/L	0.2
Cromo total	mg/L	10
Manganeso	mg/L	4
Mercurio	mg/L	0.02
Níquel	mg/L	4
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	80
Plomo	mg/L	0.4
Sulfatos	mg/L	1000
Sulfuro	mg/L	5
Zinc	mg/L	10

FUENTE: D.S. N° 001-2015-VIVIENDA

2.3. REACTOR UASB

Desde el siglo antepasado, el tratamiento de efluentes es de vital importancia para evitar la contaminación ambiental, por lo que surge la necesidad de desarrollar procesos que combinen una alta eficiencia de tratamiento con bajos costos de construcción y mantenimiento (Lettinga *et al.*, 1983), por lo cual fueron creados los reactores UASB.

El concepto UASB (Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente y Manto de Lodos) aparece entonces como una opción viable para el tratamiento de efluentes orgánicos líquidos. El mismo fue desarrollado en los años 70 por Lettinga y colaboradores y es ahora aplicado mundialmente para el tratamiento de efluentes cloacales en países de clima tropical. En climas templados subtropicales no ha sido utilizado, principalmente por limitaciones de temperatura, la cual afecta la velocidad de hidrólisis de la materia orgánica y reduce la eficiencia del tratamiento. La principal característica de un reactor UASB, además del flujo

ascendente, es la formación de un manto de lodo floculento o granular con buena capacidad de sedimentación, en donde se realiza la actividad biológica.

La granulación es un proceso que ha sido citado en pocas oportunidades durante el tratamiento de líquidos cloacales (González *et al.*, 2000). La aplicabilidad del proceso de tratamiento anaerobio depende muy fuertemente del tipo de residual y sus características y, usualmente, a través de cuidadosos estudios de laboratorio y piloto es posible definir el tipo de tratamiento a dar y el tipo de reactor a utilizar. Los reactores de flujo ascendente de manto de lodo para las aguas domésticas operan con cargas orgánicas de 45 kg DQO/m³.día, con eficiencias de remoción de hasta 85 por ciento, a temperatura ambiente, aunque las cargas adoptadas en los proyectos de tratamiento a escala real por lo general no superan los 15 kg DQO/m³ (Chernicharo *et al.*, 2013) y esto hace que el proceso resulte también interesante para el tratamiento de aguas residuales industriales orgánicas (con un alto contenido de DQO por unidad de volumen).

Para que la descontaminación se vuelva una realidad, los costos de inversión y de operación de las plantas de tratamiento deben ser proporcionales al nivel de vida de la población. Por esto, no es factible proponer en países tropicales y mediterráneos sistemas de tratamiento similares a los nor-europeos, y es indispensable la búsqueda de alternativas adaptadas a cada caso y al nivel de ingresos del lugar. El trópico tiene ventajas con relación a los países del norte para lograr una descontaminación a bajo costo de las aguas residuales y su aprovechamiento agrícola. Estas ventajas son:

- Temperaturas altas y estables todo el año, lo que representa una ventaja específica para el uso de sistemas anaerobios. Doce meses de crecimiento vegetal al año, o sea, una "demanda" relativamente constante de materia orgánica y de nutrientes, lo que evita sobrecostos de almacenamiento.
- Alto requerimiento de materia orgánica para el suelo pues la alta temperatura y humedad aceleran su mineralización, generando un buen precio de mercado.
- Alta demanda de agua de riego, por las estaciones secas marcadas y las altas temperaturas, y uso generalizado de los sistemas de riego (tecnología común y apropiada).

Los sistemas de Reactor UASB son aplicados porque tienen alta eficiencia en la remoción de materia orgánica de lodos pero cuentan con algunas desventajas; y nos centramos en una en particular:

El tiempo de adaptación, es decir, debido a que las bacterias anaerobias tienen baja velocidad de crecimiento, solamente es posible obtener lodos con elevada actividad biológica después de un largo tiempo de adaptación (entre 7 meses y un año), aspecto que se agudiza más en los procesos termófilos por la sensibilidad de los procesos anaerobios a las variaciones de temperatura, interrupciones de la alimentación, entre otros. El inicio del proceso es lento y requiere de un periodo de 8 a 12 semanas, el proceso es sensible a la presencia de compuestos tóxicos y la reducción de bacterias patógenas es relativamente baja (Yaniris *et al.*, 2006).

Por estas razones la aplicación de esta tecnología necesita de tratamientos posteriores; en el caso del Reactor UASB instalado en la unidad experimental de cerdos de la UNALM, presentó mejoras luego del tratamiento y fue capaz de disminuir varios parámetros; sin embargo, el efluente tratado aun no cumple con la normativa ambiental por lo que recomienda hacer una optimización en un proceso terciario (Tapia *et al.*, 2015).

Las aguas del Reactor UASB proveniente de la granja de experimentación de cerdos de la UNALM corresponden a un proyecto a escala piloto de investigaciones previas y se encuentran aún contaminadas. Es por ello que se requiere de un tratamiento adicional con el cual se le pueda dar un reuso adecuado a estas aguas residuales. Se propone un tratamiento mediante el proceso de coagulación-floculación, aplicando una mezcla de un compuesto inorgánico con un compuesto que posee amonio cuaternario, con la cual se evaluará su eficiencia para la reutilización de estas aguas residuales.

2.4. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Las aguas residuales son cualquier tipo de agua cuya calidad se vio afectada negativamente por influencia del hombre. Estas aguas incluyen las usadas de manera doméstica, urbana y los residuos líquidos industriales o mineros eliminados, o las aguas que se mezclaron con las anteriores (aguas pluviales o naturales). Poseen en su composición todo tipo de impurezas de

naturaleza orgánica o inorgánica que no las hace aptas para ningún tipo de actividad. Estos cuerpos extraños afectan la calidad de la misma dando lugar a gran cantidad de desechos y posteriores problemas ambientales. Su importancia es tal que requiere sistemas de canalización, tratamiento y desalojo. Su tratamiento nulo o indebido genera graves problemas de contaminación.

Para poder tratar estas aguas es necesario desestabilizar el sistema homogéneo que poseen estas aguas con las impurezas contaminantes de manera que se generen coloides para su posterior separación.

Los coloides son sistemas físico-químicos de gran estabilidad conformados por dos fases: una continua, normalmente fluida, y otra dispersa (en menor proporción) en forma de partículas que por lo general son sólidas.

La teoría de la estabilidad de los coloides se conoce como la teoría de la doble capa eléctrica, debido a como se modela la superficie intermedia entre la partícula coloidal y el seno del líquido; esta parte de la base de que las cargas superficiales de la partícula coloidal atraen iones de carga opuesta, estableciéndose un estado de carga neutra entre la partícula y su alrededor inmediato (Hernández *et al.*, 2000).

En esta zona de carga neutra, el continuo movimiento de las moléculas de agua impone la existencia de una capa difusa de cargas eléctricas que se extienden hacia el seno del agua.

Se encuentran entonces en el líquido varias zonas las cuales se denominan:

- a) Capa superficial del coloide (carga negativa), donde existe un potencial eléctrico denominado Potencial de Nernst.
- b) Capa de Stern, constituida por cargas de signo positivo, atraídas fuertemente por la superficie coloidal, donde el potencial eléctrico se denomina potencial de Stern.
- c) Capa difusa de Gouy-Chapman, constituida por el resto de iones móviles, hasta la superficie neutra del líquido.

Dentro de este conjunto de capas, aparece un espacio que es de vital importancia en el proceso de coagulación-floculación.

Potencial Zeta: Evidentemente, la partícula coloidal cargada tiene un cierto potencial eléctrico con respecto a la solución neutra en la que se halla, el cual disminuye hasta una distancia suficiente para que los efectos de la carga no se aprecien. El valor de la diferencia de potencial entre el límite de solución rígidamente unida a la partícula y la masa del líquido se denomina potencial Zeta. La existencia del potencial Zeta y esta doble capa es lo que impide la aproximación de las partículas a una distancia suficiente como para que las fuerzas atractivas de Van der Waals entren en acción y agrupen los coloides. Además de esto se da el fenómeno de la repulsión electrostática entre cargas de igual signo, de modo que todo ello fortalece la estabilidad del sistema. Para lograr obtener la formación de agregados de partículas o flóculos dependemos de la capacidad de ruptura de la estabilidad de los coloides, en otras palabras, será función de la posibilidad de reducir el potencial Zeta existente entre partícula y la capa límite que define la zona de movilidad iónica (Rigola *et al.*, 1989).

Los coloides se mueven constantemente y producto de ese movimiento se dan colisiones de las que se desprende energía. Cuantas más colisiones se produzcan, mayor será la posibilidad de agregación; pero a pesar de ello, no se generará un número suficiente de uniones fruto de la colisión, si no existe una previa desestabilización del equilibrio coloidal. Pueden aumentarse las colisiones entre partículas, estableciendo flujos hidráulicos, recurriendo a la creación de zonas de mezcla rápida o zonas de gran turbulencia, variando las condiciones de agitación. Entre las distintas moléculas, existe una fuerza cohesiva atómica, resultante de la atracción entre todos los átomos, pues en un conjunto cada uno atrae al resto (Hernández *et al.*, 2001). Esta es la fuerza de Van der Waals y el efecto agregador sólo tiene lugar cuando las fuerzas atractivas superen a las electrostáticas de repulsión, facilitando la aproximación y adherencia de unas partículas con otras progresivamente. Por último, y en menor escala, existe la fuerza gravitacional, la cual decantará las partículas presentes en el agua, aunque algunas, por tamaño, superficie específica y peso, necesitarían para ello un tiempo casi infinito.

El primer objetivo de la coagulación-floculación es desaparecer ese potencial zeta, el cual no permite la separación de las partículas. Se denomina coagulación al proceso de desestabilización y posterior agregación de partículas en suspensión coloidal contenidas en el agua, para fortalecer la etapa de decantación o en la que esas partículas deben separarse

del agua. La desestabilización se consigue neutralizando sus cargas eléctricas, con lo que dejan de actuar las fuerzas de repulsión, su potencial Zeta se anula y los coloides tienden a agregarse por acción de masas. El objetivo de la coagulación como proceso previo a la decantación es cambiar las propiedades de los elementos insolubles, de modo que sean más fácilmente separables. Como es mucho más sencillo separar partículas grandes y pesadas que partículas ligeras y de poca superficie específica, el proceso de coagulación tenderá a agrupar partículas pequeñas en otras mayores y por tanto más sólidas, que denominaremos flóculos; estos agregados podrán así ser separados más fácilmente.

Este proceso se centra en aquellas partículas cuyos tamaños oscilen entre 10^{-4} y 10^{-9} m (partículas en suspensión y soluciones coloidales), no separables por decantación (gravedad) o por filtración (Hernandez *et al.*, 2000).

La floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas en microflóculos y después en los flóculos más grandes que tienden a depositarse en el fondo de los recipientes construidos para este fin, denominados decantadores. El proceso de floculación es precedido por el de coagulación, por eso suele hablarse de procesos de coagulación-floculación.

En el proceso de floculación es importante conseguir la formación del flóculo de mayor peso y cohesión posible, ya que estas características facilitan su eliminación. En general, algunos de los siguientes medios favorecen el engrosamiento y, consecuentemente, la sedimentabilidad del flóculo:

- Una coagulación previa tan perfecta como sea posible.
- Un aumento de la cantidad de flóculos en el agua. Conviene poner el agua en contacto con los precipitados ya formados por el tratamiento anterior (recirculación de fangos, lecho de fangos, etc.), tratando de conseguir la mayor concentración posible.
- Una agitación lenta y homogénea del conjunto, con el fin de aumentar las posibilidades de que las partículas coloidales descargadas eléctricamente se encuentren con un flóculo.
- El empleo de ciertos productos llamados floculantes.

Los floculantes son productos que favorecen el proceso de formación del flóculo, actuando de puente o unión para captar mecánicamente las partículas en suspensión. La diferencia

básica entre coagulante y floculante reside en que el coagulante anula las fuerzas repulsivas entre las partículas coloidales, iniciando la formación de microflóculos, en cambio el floculante engloba estos microflóculos aumentando su tamaño y densidad de modo que sedimenten más fácil y rápidamente.

El empleo de los floculantes permite tratar mayores caudales de agua en una PTAR, además de mejorar la floculación cuando ésta es difícil por cambios de calidad, bajas temperaturas, etc.

La coagulación-floculación del agua constituye el proceso básico que determina en gran parte las condiciones de operación de la planta de tratamiento. De eso depende casi por completo, la mayor o menor eficiencia del proceso siguiente: el de la separación de sólidos por sedimentación y filtración. La remoción de turbiedad en los sedimentadores y en los filtros así como la calidad del agua que se obtenga en ellos, se relacionan directamente con la manera como las partículas sean desestabilizadas y con la intensidad de las fuerzas que las aglutinan.

Por lo tanto es de suma importancia un cuidadoso control del proceso de coagulación-floculación para la operación de plantas de tratamiento. Se debe obtener una determinación óptima del coagulante.

Se desea poder determinar la dosis de coagulantes que produce la más rápida desestabilización de las partículas coloidales y hace que se forme un floc pesado y compacto que puede ser fácilmente retenido en los sedimentadores y no se rompa al pasar por el filtro. Debe observarse que no necesariamente el floc que sedimenta rápidamente es el que queda retenido en el filtro con más facilidad. Por lo tanto, el floc que se busca es aquel que da el mayor rendimiento en el conjunto de los procesos de clarificación.

De la misma manera que la coagulación, la floculación es influenciada por fuerzas químicas y físicas tales como la carga eléctrica de las partículas, la capacidad de intercambio, el tamaño y la concentración del floc, el pH, la temperatura del agua y la concentración de los electrolitos. En partículas muy pequeñas, el movimiento provee cierto grado de transporte de ellas al crear la floculación pericéntrica, pero en partículas grandes el movimiento es muy

lento y se requiere algún mecanismo de transporte que induzca la colisión de las partículas, creando la floculación ortocinética (Ramalho *et al.*, 1996).

Teniendo en cuenta que la influencia y la magnitud del efecto de cada uno de los factores que participan en la floculación, es importante conocer el comportamiento del agua mediante ensayos de jarras o experiencias previas en plantas de tratamiento. En la floculación, una vez introducido y mezclado el coagulante, las partículas diminutas coaguladas son puestas en contacto una con otra y con las demás partículas presentes mediante agitación lenta prolongada, luego viene la floculación, durante la cual las partículas se aglomeran, incrementan su tamaño y adquieren mayor densidad. Existe una gran gama de productos utilizados en los procesos de coagulación – floculación para el tratamiento de aguas, muchos de ellos han sido objeto de nuestro estudio en las pruebas preliminares; estos productos se clasifican según su naturaleza y composición.

2.4.1. POLÍMEROS SINTÉTICOS

Son aquellos producidos en laboratorio de manera industrial y se utilizan en el tratamiento de agua con la necesidad de poder acelerar y aumentar la eficacia en los procesos de separación. Poseen dos características para poder obtener un rendimiento adecuado: elevado peso molecular y carga iónica (aniónica o catiónica) en sus moléculas. Esta familia de productos se encuentra incluida dentro del grupo conocido como polielectrolitos.

Por las características especiales exigibles a los floculantes, solo se pueden usar un número reducido de monómeros comercialmente accesibles como elementos base de su fabricación. De entre todos ellos, la acrilamida se ha convertido en los últimos treinta años en la unidad fundamental sobre la que se ha venido basando toda la química de estos productos. En la práctica, con la acrilamida, el ácido acrílico y el cloruro de acriloxi-etil-trimetil-amonio (CLAETMA, usualmente llamado Q9), se sintetizan actualmente más del 95% de los floculantes existentes en el mercado.

Estos procesos productivos mantienen una serie de desventajas relacionadas tanto con la propia ingeniería del proceso como con las características de los productos obtenidos que

hacen que el campo de la polimerización de derivados de la acrilamida de alto peso molecular sea un campo en el que concentran sus esfuerzos un gran número de equipos de investigación de todo el mundo (Sasia *et al.*, 2011).

Entre los problemas que presenta la obtención industrial de floculantes para tratamiento de aguas por los procedimientos empleados actualmente podemos destacar los siguientes:

- Elevada exotermicidad. La Entalpía de polimerización de la acrilamida es de 19.800 cal/mol. El calor específico de la poliacrilamida es de 0,5 cal/g °C. Dadas las rápidas cinéticas de polimerización que este monómero puede presentar, la disipación eficaz del calor generado (para controlar adecuadamente el avance la reacción y evitar aumentos de temperatura que den lugar a reacciones no deseadas o situaciones fuera de control) se ha convertido en un problema central en la ingeniería de este tipo de procesos a escala industrial.
- Niveles demasiado altos de monómeros residuales existentes en los productos finales. Dado que se usan en procesos como el de obtención de agua potable o el secado de fangos que posteriormente pueden utilizarse para alimentación de ganado, la disminución de niveles alejados de los límites de toxicidad de estos monómeros resulta de vital importancia. Como ejemplo, los niveles de acrilamida residual permitidos en agua destinada a consumo humano se sitúan en las nuevas propuestas de normativa europea en torno a 0,1 microgramos por litro. En los niveles habituales de dosificación de estos productos, estaremos hablando de límites máximos en torno a 100 ppm de monómero residual (acrilamida) en los floculantes utilizables en estos tratamientos.
- Difícil obtención de productos estables de elevado peso molecular y elevada carga. Especialmente los floculantes de alta cationicidad y alto peso molecular resultan de gran aplicación y su potencial es enorme, siendo cara y difícil su producción actualmente.
- Difícil obtención de productos líquidos manejables con un elevado contenido en materia activa y altos pesos moleculares a diferentes cargas. Los productos líquidos presentan notables ventajas frente a los equivalentes en estado sólido, como son su mayor facilidad de manejo, sistemas de producción más sencillos y controlables,

aplicación final más uniforme, etc. Pero presentan el inconveniente de encarecer los costos de transporte si la cantidad de materia activa en el producto final no es lo suficientemente elevada.

- Productos líquidos inestables termodinámicamente, en los que se producen separaciones de fases, degradaciones, etc, a las pocas semanas de su fabricación.

2.4.2. POLÍMEROS NATURALES

Los polímeros naturales son todos aquellos que provienen de los seres vivos, y por lo tanto, dentro de la naturaleza podemos encontrar una gran diversidad de ellos. Las proteínas, los polisacáridos, los ácidos nucleicos son todos polímeros naturales que cumplen funciones vitales en los organismos y por tanto se les llama biopolímeros. Otros ejemplos son la seda, el caucho, el algodón, la madera (celulosa), la quitina, etc.

Los polielectrolitos son polímeros orgánicos sintéticos de gran tamaño molecular, con carga eléctrica neta; son muy eficaces en un amplio rango de pH y, debido a su alto costo, se utilizan junto con coagulantes metálicos. Se clasifican según su carga en:

- Catiónicos, con carga positiva: al entrar en contacto con el agua forman aniones, que permiten remover las partículas de carga negativa y son más eficaces a pH bajo.
- Aniónicos, que tienen carga negativa: al entrar en contacto con el agua forman cationes, que permiten remover las partículas de carga positiva y son más eficaces a pH alto.
- No iónicos, son neutros: al entrar en contacto forman iones positivos y negativos, pero se necesitan dosis mayores en comparación con los anteriores para obtener resultados similares.

Los coagulantes naturales son una fuente alternativa con gran potencial aún no explotado suficientemente; se producen de manera espontánea, debido a reacciones bioquímicas que ocurren en animales y en plantas. Por lo general, presentan una mínima o nula toxicidad y,

en muchos casos, son productos alimenticios con alto contenido de carbohidratos y de proteínas solubles en agua (Lee *et al.*, 1995). Algunos de ellos tienen propiedades coagulantes o floculantes que actúan de modo similar a los coagulantes sintéticos, aglomerando las partículas en suspensión que contiene el agua cruda, facilitando su sedimentación y reduciendo la turbidez inicial; en muchos lugares son utilizados en forma empírica por nativos para aclarar el agua turbia, con muy buenos resultados (Yin *et al.*, 2010).

2.4.2.1. MATERIALES NATURALES VEGETALES UTILIZADOS COMO COAGULANTES

La mayoría de los extractos naturales se derivan de semillas, de hojas, de cortezas o savia, de raíces y de frutas, extraídos de árboles y de plantas (Pritchard *et al.*, 2009). Los polímeros orgánicos naturales se han usado por más de 4000 años en India, en África y en China como coagulantes eficientes y como ayudantes de coagulación de aguas con alta turbidez, para uso doméstico en áreas rurales (Asrafuzzaman *et al.*, 2011). En esas regiones, se han usado plantas nativas, como las semillas del árbol de Nirmali (*Strychnos potatorum*), granos tostados de maíz (*Zea mays*) o savia del cactus *Opuntia ficus indica* (Šćiban *et al.*, 2005). Esos coagulantes naturales, se pueden usar solos o como substitutos de coagulantes y de floculantes químicos (Özacar & Sengil *et al.*, 2003) y se aplican para reducir la turbidez y los microorganismos en aguas (Ghebremichael *et al.*, 2005), para el ablandamiento de aguas (Muyubi & Evinson *et al.*, 1995) y para el acondicionamiento de lodos (Özacar & Sengil *et al.*, 2000).

Yongabi (2004) reportó haber probado la capacidad coagulante y desinfectante de la *Moringa oleifera*, *Jatropha curcas* (Piñón Mejicano), *Pleurotus tuberregium sclerotium* (Hongo) y *Hibiscus sabdariffa* (Rosa de Jamaica), comparándolas con el alumbre en muestras de aguas residuales. Šćiban (2005) informó acerca de "plantas recientemente ensayadas", como coagulantes: frijol mezquite (*Prosopis juliflora*) y *Cactus latifaria*, en Venezuela; en Egipto y en el norte de Sudán, varios tipos de frijoles, de alverjas, de cacahuates y de lupinos, semillas de *Cassia angustifolia* y semillas de *M. oleifera*.

Antov *et al.*, (2007) estudiaron la actividad coagulante de extractos de semillas del frijol común (*Phaseolus vulgaris*), utilizando soluciones salinas como medio de extracción, a diferentes concentraciones. Reportan haber obtenido valores altos en concentración de proteína y actividades de coagulación, cercanas al 40% en el extracto crudo, cuando utilizaron 0,5 mol/L de NaCl, demostrando que la purificación de las proteínas extraídas de las semillas del frijol común tiene características de coagulantes naturales.

Fernández *et al.*, (2008) evaluaron el exudado gomoso de la *Cassia siamea* (goma guar); para ello emplearon agua turbia sintética, con valores de turbidez de 10; 15; 25; 50; 75 y 100 NTU. Los niveles de turbiedad finales alcanzados estuvieron entre 2-4 NTU, para una dosis óptima de 50 mg/L y disminuciones en el color, hasta valores de 5 UC, con aplicación de 10 – 20 mg/L de la goma.

Pritchard *et al.*, (2009) informan que se han adelantado estudios sobre el desempeño como coagulantes de los extractos de plantas, como el árbol de nirmali (*S. potatorum*), de tamarindo (*Tamerindous indica*), de guar (*Cyamopsis psoraloides*), de red sorella (*Hibiscus sabdariffa*), de fenugreco o alholva (*Trigonella foenum*) y de lentejas (*Lens esculenta*), usando agua cruda, con turbiedad en los rangos de 50 a 750 NTU (Schultz & Okun *et al.*, 1992).

Otro ejemplo es La *Moringa oleífera* que es un árbol tropical del género de las *Moringaceae*. Es originaria de los valles subhimalayos, y se encuentra distribuida actualmente por todo el mundo, en los trópicos y subtropicos. Las propiedades de esta planta son muy variadas, desde la alimentación humana y animal (Richter *et al.*, 2003) hasta la explotación cosmética (Fuglie *et al.*, 2001).

Las semillas de *Moringa oleífera* poseen gran cantidad de materia proteínica. Alrededor de un 1% de estas proteínas son polielectrolitos catiónicos activos, con pesos moleculares de entre 7 y 17 K Dalton. La determinación exhaustiva de la naturaleza del agente coagulante ha sido objeto de estudio previo (Gassenschmidt *et al.*, 1995). Las proteínas causantes de la desestabilización de los coloides y de su retirada por sedimentación son aquellas que se comportan como polielectrolitos catiónicos y que neutralizan las materias suspendidas, puesto que la mayoría de ellos tienen carga negativa.

2.4.3. CLORURO FÉRRICO (FeCl₃)

Se presenta en forma sólida o líquida; esta última es la más utilizada en el tratamiento del agua. La forma sólida es cristalina, de color pardo, deliquescente, de fórmula teórica FeCl₃·6H₂O. Se funde fácilmente en su agua de cristalización a 34°C, por lo que es necesario protegerla del calor. La forma líquida comercial tiene un promedio de 40% de FeCl₃. Para evitar toda confusión entre los contenidos de producto puro o de producto comercial, es recomendable expresar la dosis de coagulantes en Fe equivalente; es decir, 20,5 por ciento para la fórmula sólida y 14 por ciento aproximadamente para la solución acuosa comercial. En presencia de hierro, las soluciones acuosas de cloruro férrico se reducen rápidamente a cloruro ferroso FeCl₂. Esta reacción explica su gran poder corrosivo frente al acero y la necesidad de seleccionar adecuadamente el material de los recipientes de almacenamiento, de preparación y de distribución (Barrenechea *et al.*, 2004).

El cloruro férrico usado como coagulante, tiene ventajas al compararlo con otros, entre las que se destacan su efectividad en amplios rangos de pH y temperatura. Además, genera iones trivalentes de mayor peso molecular, esenciales para el proceso de coagulación. Adicionalmente, estos productos de la hidrólisis de los coagulantes metálicos cargados positivamente neutralizan las cargas negativas de la materia orgánica y forma complejos insolubles. Se ha comprobado que la dosis de cloruro férrico es más baja que la de la alúmina para obtener los mismos resultados. Debido a todas estas ventajas, el cloruro férrico ha sido incorporado en el tratamiento de potabilización de aguas en un gran número de plantas de América y Europa. (Zerbatto *et al.*, 2009)

Reacciones del cloruro férrico en el agua:

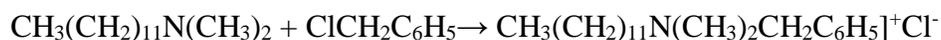
- Con la alcalinidad:
$$2 \text{FeCl}_3 + 3 \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \rightarrow 3 \text{CaCl}_2 + 2 \text{Fe}(\text{OH})_3 + 6 \text{CO}_2$$
- Con la cal
$$2 \text{FeCl}_3 + 3 \text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow 3 \text{CaCl}_2 + 2 \text{Fe}(\text{OH})_3$$
- Con el aluminato sódico
$$3 \text{NaAlO}_2 + \text{FeCl}_3 + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3 \text{Al}(\text{OH})_3 + \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{NaCl}$$

2.4.4. AMONIO CUATERNARIO (NH₄⁺)

El catión de amonio cuaternario es un ion poliatómico positivamente cargado de estructura NR₄⁺, R comenzando en un grupo alquilo o en un grupo arilo (McNaught & Wilkinson *et al.*, 1997). A diferencia del ion amonio (NH₄⁺) y los cationes de amonio primario, secundario o terciario, los cationes de amonio cuaternario están cargados permanentemente, independientemente del pH de la solución.

Los compuestos de amonio cuaternario se preparan mediante la alquilación de aminas terciarias, en un proceso llamado cuaternización. Normalmente uno de los grupos alquilo en la amina es mayor que el resto (Kosswig *et al.*, 2002).

Un ejemplo de síntesis típica es la empleada para producir el cloruro de benzalconio a partir de cadena larga de alquildimetilamina y cloruro de bencilo:



Estos compuestos muestran una variedad de propiedades físicas, químicas y biológicas y la mayoría de compuestos son solubles en disolventes miscibles en agua.

El cloruro de benzalconio se produce como un polvo blanco o amarillento, blanco amorfo, un gel espeso o copos gelatinosos. Es higroscópico, jabonoso al tacto y tiene un olor aromático y sabor muy amargo. Prácticamente insoluble en éter y muy soluble en acetona, etanol, metanol, propanol y agua (Wade & Weller, 1994).

Es utilizado como desinfectante para las casas, granjas, hospitales y vehículos. También se utiliza como alguicidas para piscinas, depósitos de agua industriales y estanques de la granja.

Los compuestos de amonio cuaternario se utilizan en una variedad de preparados tópicos en el tratamiento de infecciones menores de los ojos, la boca y la garganta y como preservante en preparaciones para uso externo. El cloruro de benzalconio se utiliza como antiséptico para la limpieza de heridas, piel y quemaduras. (Reynolds *et al.*, 1996). La carga positiva imparte propiedades dinámicas a la lana, el algodón y otras fibras celulósicas, así como otras fibras sintéticas.

Los compuestos de amonio cuaternario son habitualmente utilizados como desinfectantes en medicina humana, en ganadería y en la industria alimentaria, lo que unido a su baja toxicidad y su excelente eficacia frente a bacterias gram positivas principalmente, hace que la cuota en el mercado de estos agentes sea elevada dentro de los desinfectantes empleados, ya que utilizados en soluciones acuosas o mezclados con detergentes, pueden combinar la limpieza y desinfección en una sola aplicación (Kahrs *et al.*, 1995). Su modo de acción consiste en unirse de una forma irreversible a los fosfolípidos y proteínas de la membrana, dañando su permeabilidad (Maris *et al.*, 1995).

Debido a su amplia difusión como desinfectantes, estos compuestos han experimentado una rápida evolución y desarrollo, encontrándose en la actualidad agentes de amonio cuaternario con cadenas dodecil más modernos y ya comercializados, con una acción antimicrobiana más potente, un mayor espectro de actividad y una más baja toxicidad.

Teniendo como base que las moléculas de amonio cuaternario están cargadas positivamente y que además es conocida la eficacia del hierro en los procesos de coagulación, se propuso la puesta en marcha de la limpieza de efluentes con una mezcla de estos dos compuestos a distintas dosis, planteando que en conjunto estas dos sustancias tienen alta eficiencia en la remoción de la turbidez, materia orgánica y descontaminación de los efluentes provenientes del reactor UASB de la Unidad Experimental de la granja de cerdos de la UNALM. Es evidente que en estos efluentes se da la presencia de microorganismos, entre los cuales se destaca la presencia de bacterias y éstas, por lo general se encuentran externamente con carga negativa debido a su estructura celular, por lo cual mediante la mezcla de estos compuestos, que están cargados positivamente, se produciría una descontaminación de los efluentes con alto grado de eficiencia, ya que se daría una adecuada coagulación y floculación por el principio básico de atracción de cargas opuestas. Además, el amonio cuaternario, debido a su acción desinfectante, nos permitirá garantizar que los lodos que se generen (provenientes de la etapa de floculación), ya no continuarán en descomposición, garantizando evitar la generación de malos olores y proliferación de patógenos.

Como es conocido, las bacterias exteriormente poseen carga negativa debido a la estructura y composición de su pared celular, ya sea de tipo gram positiva o gram negativa; basados en este principio, aplicamos una mezcla de compuestos catiónicos que funcionará como

coagulante y floculante a la misma vez. Esta mezcla generará la atracción de cargas opuestas y a la vez, el amonio cuaternario empleará su acción desinfectante para evitar la proliferación de las bacterias en el lodo remanente y suprimirá por completo su acción patógena.

La coagulación es un fenómeno complejo por lo que el método más racional y seguro para determinar en cada caso la naturaleza del reactivo a utilizar y las dosis necesarias, se debe apoyar en la experimentación (Gomella & Guerree, 1977).

2.4.5. PRUEBA DE JARRAS PARA APLICAR DOSIS DE COAGULANTE

El aparato de prueba de jarras fue desarrollado entre 1918 y 1921 por Langelier y Baylis, separadamente. Consta básicamente de un agitador múltiple de velocidad variable que puede crear turbulencia simultáneamente en 6 vasos de precipitado. En este ensayo se trata de reproducir las condiciones en las cuales se produce la floculación en la planta de tratamiento. Se debe tener en cuenta, sin embargo, que el hecho de que la prueba de jarras sea un ensayo rutinario en la operación de las plantas, no significa que puede ejecutarse descuidadamente, lo que lamentablemente suele suceder a menudo y por lo tanto no se arrojan resultados reales al hacerlo de esta manera.

Con esta prueba se determinan los agentes floculantes para lograr la sedimentación y el tipo de coagulación más efectivo para el diseño de mezclas para el tratamiento de aguas residuales y optimizar la adición de coagulantes y polielectrolitos. (Arboleda *et al.*, 2000)

Entonces se determina el pH óptimo de la coagulación, se evalúa la dosis del coagulante y determina el orden más efectivo de adición de productos químicos.

Los tipos de respuestas se ven afectados por:

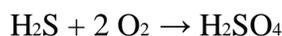
- El tiempo y la velocidad de agitación durante la coagulación y floculación, así como el tiempo de sedimentación.
- La cantidad del agente coagulante o floculante agregado.
- La cantidad de agua que contenga sólidos suspendidos.

2.5. COMPORTAMIENTO DEL H₂S EN MEDIO ACUOSO

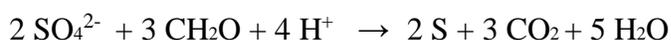
El H₂S es emitido a la atmósfera de fuentes industriales y plantas de tratamiento de aguas residuales. Debido a los impactos negativos que ocasiona en el ambiente y en la salud pública, debe propiciarse la investigación y desarrollo de tecnologías de control, económicas y eficientes para la eliminación de este contaminante (Correal *et al.*, 2002). La descomposición de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas produce formas reducidas de azufre, como H₂S, CH₃SH y CH₃SCH₃, responsables del olor desagradable de las ciénagas.

En la atmósfera, el sulfuro de hidrogeno (H₂S) se oxida en el aire, primero a SO₂ y luego a SO₃ que, disuelto en la humedad ambiental, termina siendo ácido sulfúrico o una sal de sulfato. Análogamente, el sulfuro de hidrógeno disuelto en agua puede oxidarse, ayudado por ciertas bacterias, a azufre elemental y/o a sulfato.

De forma global, para la oxidación completa, podemos escribir:



Algunas bacterias son, a su vez, capaces de utilizar el ion sulfato como agente oxidante de la materia orgánica cuando la concentración de oxígeno disuelto es muy baja. En este proceso, el sulfato se reduce a azufre elemental y/o a sulfuro de hidrogeno. Para el paso a azufre elemental se tendría:



Este proceso es especialmente importante en el mar, donde la concentración de sulfato es mucho mayor que en los sistemas acuáticos de agua dulce. Normalmente, los sulfatos pueden llegar al agua subterránea por diferentes vías: a partir de la disolución de las rocas (yeso), aguas de minas, fertilizantes, y otras fuentes antropogénicas. Una elevada cantidad de sulfatos en el agua conduce a mal sabor de la misma y sus efectos suelen ser laxantes para el organismo, conduciendo a diarreas. (Gomella & Guerree, 1977).

Una de las características del sulfuro de hidrógeno es que corroe las estructuras de los alcantarillados y las plantas de tratamiento de aguas residuales. Ataca al hormigón, al cobre, al acero y a la plata. En el ambiente caliente y húmedo de un alcantarillado, el sulfuro de hidrógeno se oxida en ácido sulfúrico por la acción de la bacteria *Thiobacillus* (Gram

negativa) en las paredes de la tubería. Este ácido sulfúrico es corrosivo y ataca al agua residual y a las infraestructuras de tratamiento de aguas residuales. La corrosión afecta particularmente a las partes sumergidas de las estructuras en los desagües o las plantas de tratamiento de aguas residuales. El H_2S que se obtiene de esta condición degrada gradualmente la tubería hasta que finalmente se rompe. La velocidad de la corrosión dependerá del nivel de septicidad y de la efectividad del tratamiento contra H_2S en la red. (Bas *et al.*, 2017).

El sulfuro de hidrógeno (H_2S) resulta de condiciones sépticas durante la recogida y el tratamiento de aguas residuales. El sulfuro de hidrógeno ha sido reconocido como un problema importante para los sistemas de aguas residuales municipales. Este gas incoloro, conocido por su olor a huevo podrido, se produce por la reducción biológica de sulfatos y la descomposición de material orgánico. Se forma en prácticamente cada punto del sistema desde los interceptores, tuberías de impulsión y estaciones de bombeo hasta los tanques, equipos de deshidratación mecánica y lechos de secado.

Más allá de su molesto olor, el sulfuro de hidrógeno también plantea un serio problema para la integridad estructural del sistema de recogida. Se pierden millones de dólares por la corrosión causada por el ácido sulfúrico formado a partir de la interacción de H_2S con la humedad. De mayor preocupación son los riesgos de seguridad asociados con H_2S . El Gas de sulfuro de hidrógeno es sumamente tóxico y una causa principal de muerte entre los trabajadores de los sistemas de alcantarillado sanitario. Aunque desagradablemente penetrante al principio, amortigua rápidamente el sentido del olfato y el trabajador puede no ser consciente de que está ahí. Incluso a bajas concentraciones en el aire, la exposición a sulfuro de hidrógeno se ha vinculado a la fatiga, dolores de cabeza, irritación de los ojos, dolor de garganta y otros problemas de salud. (Carus *et al.*, 2017).

2.6. AIREACIÓN DE LAS AGUAS PROVENIENTES DEL REACTOR UASB

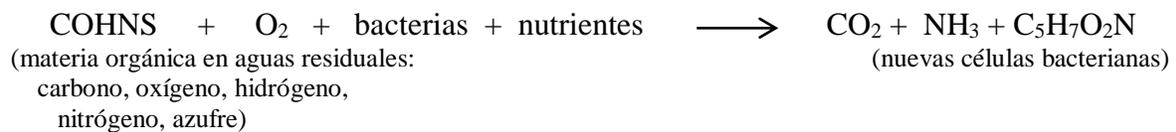
Para aguas residuales extraordinariamente fuertes, puede inyectarse oxígeno puro, o confinar el proceso dentro de una atmosfera rica en oxígeno.

Una variación introducida es un sistema de aireación extendida y retención, que muchos conocen como estanque de oxidación y cuenta con ciertas ventajas si se requiere un efluente bajo en nitrógeno total, porque el tratamiento incluye el paso a través de varias zonas anóxicas en las que ocurre la desnitrificación.

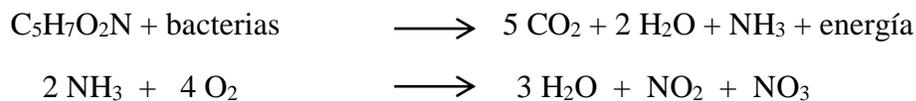
En los sistemas de tratamiento secundario se debe tener en cuenta:

Los factores no se pueden controlar o solamente puede ejercerse sobre ellos un control pequeño. El clima, tiende a conducir las reacciones a velocidades variables.

Cuando los efluentes son sometidos a aireación, causan un cambio radical en el líquido con respecto a las reacciones y a su fuerza contaminante. Los dos procesos bioquímicos principales son oxidación carbonácea seguida por nitrificación cuyas reacciones iniciales son:



Por lo tanto:



Los microorganismos que efectúan la oxidación biológica, trabajan a un intervalo óptimo de pH entre 7 y 8.5, por consiguiente, algunos efluentes industriales necesitaran que se les añada productos nutritivos y se les ajuste el pH de forma consistente y precisa para alcanzar los rangos deseados antes de entrar al tratamiento biológico, lo que reviste la mayor importancia para tener continuamente una operación adecuada (Arundel *et al.*, 2000).

Los microorganismos asociados con el tratamiento de aguas residuales, salvo excepciones, no persisten a través de todo el proceso de depuración, porque son frágiles y forman colonias solamente en las zonas que les resultan atractivas para sus requerimientos individuales. Los sistemas de tratamiento de agua pueden constituir una cadena alimenticia pero los géneros dependen de cada condición específica. Los géneros bacterianos hallados de manera más

común son: *Zooglea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Mycobacterium*, *Bdellovibrio*, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Beggiatoa*, *Thiothrix* y *Geotrichum*. Además también se suelen alojar protozoos, nemátodos, larvas de insectos, hongos microscópicos, algas, gusanos pequeños y sanguijuelas.

La actividad de los microorganismos se pone de manifiesto midiendo el efecto de las reacciones de oxidación dentro del sistema (Arundel *et al.*, 2000).

En las aguas, además del gas H_2S disuelto, se encuentran también iones HS^- cuando el pH es superior a 5. Cuando el pH sobrepasa el valor de 9 todo el ácido sulfhídrico se encuentra en forma del ion HS^- . El procedimiento de aireación consiste en suministrar aire a fin de aumentar considerablemente la superficie específica de contacto con el aire, que favorece la evasión de H_2S . Los iones HS^- no se eliminan directamente con esta aireación; sin embargo, disminuir la concentración de H_2S disuelto trae consigo que una parte de los iones HS^- se transformen en H_2S , por lo que una parte de estos iones indirectamente se elimina durante la aireación (Gomella & Guerree, 1977). En el caso que nos compete, a pesar de que el pH se encuentra dentro de los rangos óptimos de los VMA (6-9), la oxidación biológica no se produce ya que el reactor es de condiciones anaeróbicas, el metabolismo microbiano de estas aguas queda totalmente limitado; se nos presenta una mala calidad del efluente ocasionada por una oxidación escasa y deficiente, incluyendo un olor fétido que se desprende de una biomasa muerta y en descomposición que muy probablemente posea una gran concentración de H_2S dentro de ella, generando estos malos olores, lo cual acarrea un problema adicional, ya que el lodo que se genera se encontraría en un estado avanzado de descomposición y posiblemente sea tóxico.

La aireación es un proceso muy sencillo; el tratamiento del agua y la estabilización de los fangos se hacen en la misma cuba de aireación, el largo tiempo de retención hidráulica y la baja actividad bacteriana proporcionan una buena resistencia a los efectos de choques de contaminación, variaciones de pH y efectos inhibidores o tóxicos. Cuando el suministro de oxígeno es suficiente, se produce nitrificación. El propósito de la aireación es que el amonio cuaternario tenga una mejor acción contra la carga microbiana y los coloides. (Ronzano & Dapena *et al.*, 2002)

2.7. FORMACION DE SULFURO FERROSO

Como se ha mencionado anteriormente, la aireación en estos efluentes es de vital importancia para el tratamiento a aplicar ya que al cambiar las condiciones anaerobias por condiciones aerobias, las moléculas de amonio cuaternario tendrán una acción mucho más eficiente, pero además de eso se dará un factor de vital importancia. Se evitará la formación de sulfuro ferroso.

Cuando al efluente a tratar se le aplica un tratamiento en condiciones anaerobias, es decir, sin haberla sometido a aireación previamente, el Fe^{+3} reacciona con el H_2S , dando lugar a la formación de sulfuro ferroso; esta reacción es inmediata y cuando el azufre se une al hierro ya no le permite ejercer su acción coagulante y floculante. Por lo tanto, otro objetivo de la aireación, además de los ya explicados es expulsar el H_2S presente en el efluente y propiciar que el Fe sea más efectivo para lograr una buena coagulación. Los efluentes libres de H_2S permiten actuar con mucha mayor eficiencia al hierro y al cloruro de benzalconio.

Las pruebas preliminares que se detallarán más adelante indicaron claramente que cuando se aplican los tratamientos sin una previa aireación, se da la formación de una coloración negra dentro de la parte coagulada y menores rendimientos de agua limpia, adicionalmente a eso se verá que sin la aireación previa, la turbidez disminuye pero los parámetros fisicoquímicos, en algunos casos, incluso se alejan más de los deseados.

El sulfuro de hidrógeno es más denso que el aire (1,5392 g/L a 0°C y 760 mm Hg), un gramo de H_2S se disuelve en 187 ml de agua a 10 °C, en 242 ml a 20 °C, en 314 a 30 °C. Las soluciones de agua con H_2S no son estables, al absorber oxígeno causan la formación de sulfuro elemental y éstas soluciones se vuelven turbias rápidamente (Maryadele J. O'Neill *et al.*, 2013). Estas propiedades confirman que con la aireación de los efluentes, el H_2S es desplazado y por consiguiente se eliminan los malos olores; parte de la toxicidad también es removida ya que este compuesto es dañino para la salud.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente tesis se desarrolló en base a una investigación anterior en la que se puso en marcha un reactor UASB; con el propósito de optimizar la calidad del efluente a la salida del reactor. Para ello se planteó utilizar una mezcla de cloruro férrico con un compuesto usado como desinfectante, el cual posee moléculas de amonio cuaternario en su composición y así genere un proceso de coagulación-floculación de alta eficiencia.

3.1. LUGAR DE INVESTIGACIÓN

La investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental-Biorremediación de la UNALM y el insumo principal (efluente) con el que se trabajó se extrajo del Reactor UASB de la Unidad Experimental de cerdos de la UNALM.

3.2. PRUEBAS PRELIMINARES

Se realizaron pruebas preliminares con el objeto de encontrar un compuesto o una mezcla de ellos que generara un proceso de coagulación – floculación, para hacer más eficiente la remoción de materia orgánica, sólidos suspendidos y demás sustancias presentes en el efluente del reactor a fin de evaluar la eficiencia de este proceso en el cumplimiento de los VMA para los efluentes.

Se realizaron colectas del efluente residual tratado en el reactor UASB; utilizando para ello botellas plásticas cuidadosamente selladas para no alterar la muestra; como medida de seguridad se emplearon guantes de nitrilo y mascarillas. Esta agua fue llevada al laboratorio para ser sometida a las pruebas.

Para encontrar los componentes y la dosis adecuada de la mezcla, se realizó una investigación netamente empírica, por el método de la prueba y error probando y descartando compuestos. Se probó un aproximado de 6 a 7 compuestos orgánicos comerciales, haciendo combinaciones como: orden de aplicación, tiempo de agitación, tiempo de decantación, actividad individual y como es obvio la mezcla de dichos compuestos entre sí. Estas pruebas preliminares fueron llevadas a cabo en tubos de ensayo con sus respectivas repeticiones. También se probó un compuesto natural proveniente de las semillas de la planta *Moringa oleífera* que según algunas referencias (Gassenschmidt *et al.*, 1995), posee propiedades desestabilizadoras de coloides a través de la proteína catiónica extraída de sus semillas las cuales la hacen un coagulante eficiente.

Durante las pruebas preliminares, se colocó en cada tubo de ensayo 10 ml de las aguas a tratar y se aplicaron dosis de cada compuesto probado desde 100 μl hasta 200 μl con tres repeticiones cada una. En caso de que el compuesto o mezcla de ellos tuviesen un buen rendimiento de limpieza que iba en ascenso, se procedía a hacer una ronda adicional de 10 tubos más partiendo de la dosis de 210 μl hasta 300 μl también con sus respectivas repeticiones, lo cual ayudaba a confirmar o descartar un mejor rendimiento si es que se aumentaba la cantidad de polímero suministrado y al final se realizó una agitación manual en cada tubo para homogeneizar la mezcla.

Para determinar la mezcla de compuestos a utilizar de manera definitiva en el tratamiento de los efluentes, se midió la turbidez final del agua generada; se utilizó un turbidímetro marca HANNA HI98703.

Se realizó una medición del agua decantada como un factor referencial a tener en cuenta pero se priorizó la remoción de la turbidez en estas pruebas preliminares ya que uno de los objetivos fue evaluar la remoción de la materia orgánica de los efluentes y la materia orgánica es la sustancia causante de la turbidez en los efluentes, por lo que el rendimiento del agua producida no fue determinante en la elección de las sustancias a utilizar.

Luego de realizadas diversas combinaciones, de probar también la eficiencia individual de cada compuesto por separado en las pruebas preliminares y hacer la medición de la turbidez final, se determinó que la que tenía mejor eficiencia era la mezcla de cloruro férrico (FeCl_3)

con un compuesto comercial utilizado como desinfectante que tiene en su composición una molécula de amonio cuaternario (NH_4^+), su nombre comercial es EXQUAT 50 y es una solución acuosa de cloruro de benzalconio al 50 por ciento de concentración (Ver Figura 1).

De acuerdo a los primeros resultados se aplicó esta mezcla como coagulante y floculante. Existieron rendimientos cercanos en algunas pruebas aplicando los distintos compuestos y las distintas sustancias, pero como se ha mencionado, se optó por la combinación de estos dos compuestos porque además de tener un buen rendimiento, se tomó como referencia la acción desinfectante del cloruro de benzalconio que contiene moléculas de amonio cuaternario para garantizar así, un producto final libre de patógenos y que no se encuentre en descomposición.



Figura 1 - Compuestos aplicados en los tratamientos

3.3. TRATAMIENTOS CON TEST DE JARRAS

A partir de los resultados preliminares, y definida la mezcla a aplicar, esta se ejecutó trabajándola en un test de jarras. Se utilizó un equipo marca VELP SCIENTIFICA JLT6 (Figura 2). Al efectuar estos procesos en el equipo de jarras, se intentó lograr una mezcla uniforme que logre maximizar el rendimiento de la mezcla limpiadora. Este se realizó en dos etapas:

En la primera etapa, la mezcla es enérgica y de corta duración llamada mezcla rápida; esta mezcla tiene por objeto dispersar la totalidad del coagulante dentro del volumen del agua a tratar.

En la segunda etapa de la mezcla que corresponde a una mezcla lenta, tiene por objeto permitir los contactos entre los flóculos; la mezcla debe ser lo suficientemente uniforme para crear diferencias de velocidad del agua dentro de la unidad, pero no muy grande, ya que los flóculos corren el riesgo de romperse.



Figura 2: Equipo de test de jarras

Se prepararon 9 tratamientos distintos de la mezcla a aplicar en las que se variaron las concentraciones y cada dosis tuvo tres repeticiones. Asimismo, se mandó a analizar los parámetros de interés antes de aplicar los tratamientos (blancos), con tres repeticiones cada una.

Tabla 2: Tratamientos aplicados al efluente

Tratamiento	FeCl₃ (al 42%)	EXQUAT 50: Cloruro de benzalconio al 50% (NH₄⁺)
1	5 ml	5ml
2	10 ml	5ml
3	15 ml	5 ml
4	5 ml	10 ml
5	10 ml	10 ml
6	15 ml	10 ml
7	5 ml	15 ml
8	10 ml	15 ml
9	15 ml	15 ml

Cada tratamiento fue enrasado con agua destilada hasta completar 100 ml por lo que se obtuvieron diferentes concentraciones.

PROCEDIMIENTO DEL TEST DE JARRAS REALIZADO:

- Se midieron 500 ml de agua residual extraída del reactor UASB.
- Se bajaron con cuidado los agitadores metálicos cuidando que las paletas estén a 6,4 cm del fondo del vaso.
- Se preparó el agente floculante previamente definido en pruebas preliminares.
- Se accionó el interruptor que dé inicio a la agitación y agitar la muestra durante 3 minutos a 150 RPM
- Se ajustó la velocidad de agitación accionando el botón de velocidades.
- Se agregó al mismo tiempo a cada jarra la solución del coagulante y se agitó por tres minutos a 150 RPM
- Se redujo la velocidad de agitación a 60 RPM y se mezcló lentamente por 15 a 20 minutos hasta formar flóculos
- Pasados 20 minutos se apagó la agitación y el motor.
- Se subieron rápido las paletas (para observar la sedimentación).

- Se dejó sedimentar por 20 minutos y se registró el tiempo de mezcla.
- Con una pipeta extraer de la jarra un volumen adecuado de mezcla de caldo en la mitad de la profundidad para efectuar nuevamente los análisis de color, pH, turbidez y alcalinidad (Casas *et al.*, 1992).

Al aplicar los tratamientos, se midió la turbidez inicial y final, el pH inicial y final y se mandó a analizar la DQO. Luego del proceso de coagulación y floculación, las aguas se limpiaban, la turbidez disminuía en gran medida, la materia orgánica disminuía, sedimentó un lodo, pero la DQO la cual era de gran interés, no disminuyó, incluso incrementó.

3.4. OPTIMIZACIÓN DEL TRATAMIENTO

El incremento de la DQO al aplicar los tratamientos conllevó a pensar que las condiciones anaeróbicas del efluente y el sulfuro de hidrógeno presente estaban interfiriendo con la acción coagulante del hierro, formando sulfuro ferroso, por lo que se procedió a hacer un cambio en las condiciones del efluente antes de la aplicación de los tratamientos. Se modificaron las condiciones anaeróbicas por condiciones aerobias incrementando el oxígeno disuelto en esas aguas residuales. Para esto se utilizó una manguera de aire de pecera, marca RESUN AC-9802 y se procedió a hacer un burbujeo de estas aguas residuales durante dos horas; este tiempo se estimó tomando en cuenta la desaparición de los malos olores para que el sulfuro de hidrógeno del efluente sea desplazado y no interfiera con la acción coagulante; de esta manera se obtuvo un ambiente aeróbico.

Luego de haber sometido las aguas al proceso de aireación, se realizó un nuevo monitoreo de los parámetros de interés; se ejecutaron los tratamientos explicados anteriormente, pero esta vez se aplicaron sin enrasarlas con agua hasta 100 ml, es decir, se aplicaron las mismas dosis de los tratamientos, a la misma concentración pero sin mezclarlas previamente en agua para poder evitar así un gasto mayor de agua, que a una escala macro generaría un gasto significativo. Los cálculos de las cantidades aplicadas en las mismas concentraciones en los tratamientos sin enrasar, se aprecian en la Tabla 3.

Tabla 3: Dosis sin enrasar, aplicadas luego de airear, misma concentración

Tratamientos	Cloruro Férrico	Al 42%	Cloruro de benzalconio	Al 50%
1	0.625 ml	0.2625 ml	0.625 ml	0.3125 ml
2	1.25 ml	0.525 ml	0.625 ml	0.3125 ml
3	1.875 ml	0.7875 ml	0.625 ml	0.3125 ml
4	0.625 ml	0.2625 ml	1.25 ml	0.625 ml
5	1.25 ml	0.525 ml	1.25 ml	0.625 ml
6	1.875 ml	0.7875 ml	1.25 ml	0.625 ml
7	0.625 ml	0.2625 ml	1.875 ml	0.9375 ml
8	1.25 ml	0.525 ml	1.875 ml	0.9375 ml
9	1.875 ml	0.7875 ml	1.875 ml	0.9375 ml

Se realizaron nuevamente los ensayos con el equipo de jarras comparando 9 dosis distintas. Se aplicaron las mismas dosis, a la misma concentración, pero sin enrasar en agua para evitar un gasto inútil y excesivo de esta, por lo que se aplicó un volumen mucho menor (Ver Tabla 3), con 3 repeticiones cada uno. Luego de media hora de decantación se extrajo cuidadosamente el agua con una jeringa y se analizaron los parámetros físico- químicos (DQO, DBO, SST y Aceites y Grasas). Estos análisis fueron llevados a cabo en el Laboratorio de Agua, Suelo, Medio Ambiente y Fertilización que pertenece al Departamento de Recursos Hídricos (DRH) de la Facultad de Ingeniería Agrícola de la Universidad Nacional Agraria la Molina.

3.5. CARACTERIZACIÓN DEL LODO

Teniendo en cuenta que los tratamientos ejecutados poseen una sustancia utilizada como desinfectante, se podría suponer la ausencia de patógenos en el lodo remanente. Para poder evaluar que estos lodos no contengan patógenos contaminantes ni partículas en descomposición se hizo un análisis de coliformes fecales y totales del lodo decantado de uno de los tratamientos en el Laboratorio de Microbiología Marino Tabusso de la UNALM. Esto se ejecutó para tenerlo sólo como un dato referencial ya que es importante no dejar contaminantes en el ambiente y poder dejar abierta a una posterior investigación para el aprovechamiento de los lodos.

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El detalle de las pruebas estadísticas aplicadas a los resultados obtenidos se presenta en el Anexo 2. Se realizó un tratamiento estadístico para analizar 3 variables respuesta; la DQO, la DBO y los SST. A continuación, se resume el diseño experimental de los ensayos llevados a cabo, así como las pruebas estadísticas aplicadas.

- **Ensayos para la evaluación de DQO, DBO y SST**

El experimento se llevará a cabo siguiendo un diseño completamente al azar con tres repeticiones por cada tratamiento y tres blancos. Para el análisis de la data se utilizará el software Minitab, a la data se le aplicarán las pruebas de validez de supuestos (normalidad de errores y homogeneidad de varianzas) y en base a los resultados de esas pruebas se determinará si cada parámetro por separado requiere una prueba estadística paramétrica o no paramétrica.

En el caso de que las pruebas de validez de supuestos indiquen que se deben hacer pruebas paramétricas, se aplicará la prueba Tukey para determinar si existen diferencias significativas con la muestra control y finalmente se aplicará la prueba T para determinar si cumplen con el VMA.

En el caso de que la validez de supuestos indique que se deben hacer pruebas no paramétricas se aplicará la prueba de Kruskal Wallis, se tendrán que hacer pruebas adicionales de las dosis que esta prueba arroje como aptas y con esos ensayos adicionales se aplicará la prueba de Wilcoxon para compararlo con el VMA. Las pruebas se realizarán con un valor de significancia del 5 por ciento.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA A LA SALIDA DEL REACTOR UASB

Antes de la aplicación de los tratamientos, se analizaron tres muestras del efluente para tenerlas como control (blancos) y se midieron los parámetros fisicoquímicos, éstos se muestran a continuación en la Tabla 4 (las unidades están en mg/L).

Tabla 4: Efluentes sin tratar (blancos)

Parámetros	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3
DQO	3124.6	3623.1	3282.3
DBO	1875.24	1945.26	1687.84
SST	1842.6	1654.2	1320.7
Ac y Grasas	7.6	7.2	8.1

4.2. PRUEBAS PRELIMINARES

Se realizaron diversas pruebas preliminares para determinar la sustancia con la que se tratarían los efluentes y tras varios ensayos de prueba y error en los que se probaron distintos compuestos y las mezclas de ellos, se optó por la mezcla de cloruro férrico (solución comercial al 42 por ciento) y una solución de cloruro de benzalconio al 50 por ciento cuyo nombre comercial es EXQUAT 50 y es utilizado de manera comercial como desinfectante. La Figura 3 muestra los resultados de las pruebas preliminares con esta mezcla y la Tabla 5 señala la remoción de la turbidez en este experimento.



Figura 3: Pruebas preliminares con FeCl₃ y Cloruro de benzalconio

Tabla 5: Pruebas preliminares con FeCl₃ y Cloruro de benzalconio

pH inicial = 7,84		FeCl ₃ + Cloruro de benzalconio																			
Turb inicial: 376 NTU	Dosis (μL)	210	pH	220	pH	230	pH	240	pH	250	pH	260	pH	270	pH	280	pH	290	pH	300	pH
Turbidez (NTU)	Rep 1	98	7,7	87	7,72	79	7,6	61	7,36	32	7,72	31	7,8	32	7,2	33	7,4	32	7,6	31	7,42
	Rep 2	109	7,47	92	7,5	82	6,9	67	7,9	39	7,4	38	7,43	40	7,41	36	7,72	37	7,43	33	7,53
	Rep 3	101	6,98	90	7,29	85	7,6	66	7,8	38	7,33	37	7,48	42	7,5	40	7,68	44	7,53	34	7,43

Como se puede apreciar, se midió también el pH inicial y final para confirmar o descartar una alteración del mismo ya que los VMA indican que este parámetro debe encontrarse en un rango de 6 a 9 (Tabla 1); los resultados indicaron que no es mayormente alterado. La coloración negra podría indicar la presencia de sulfuro ferroso en el proceso de coagulación.

Para probar y evaluar aguas y lodos libres de patógenos contaminantes, se procedió previamente a aplicar la mezcla de estos compuestos a un cultivo bacteriano de *Salmonella* en una placa petri y efectivamente, dentro del cultivo se pudo apreciar un halo de inhibición de crecimiento (Figura 4); esto confirma la actividad antimicrobiana del compuesto a utilizar.

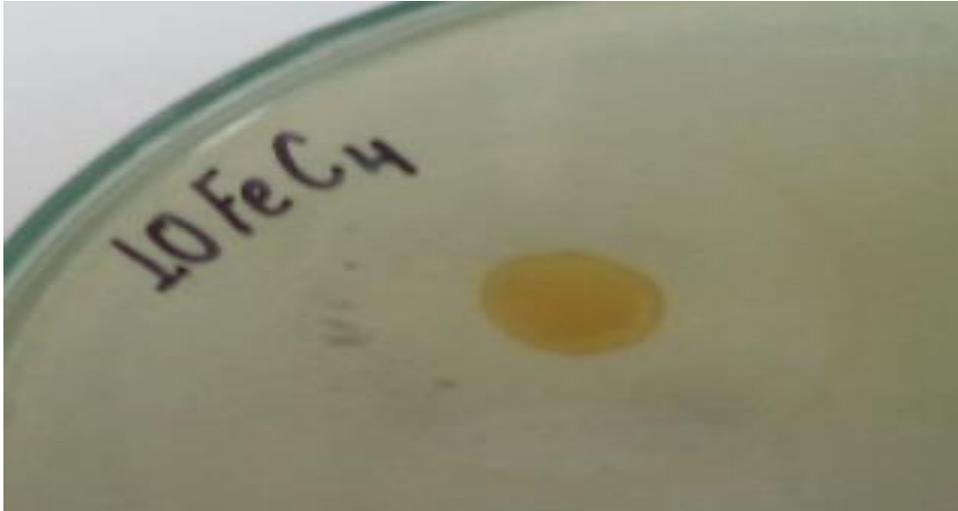


Figura 4: Inhibición de crecimiento bacteriano al aplicar la mezcla

De acuerdo a los resultados de la Tabla 5, los menores valores de turbidez se alcanzaron al aplicar 250 μL en 10 ml del efluente; al aumentar la cantidad del compuesto, la turbidez prácticamente ya no disminuía, lográndose con esta cantidad un 86.84 por ciento de remoción de la turbidez. De acuerdo a estos resultados obtenidos, se hizo el escalamiento con respecto a la capacidad de los recipientes del test de jarras y se suministraron 12,5 ml de cada tratamiento en 500 ml del efluente a tratar.

Sin embargo, al realizar la medición de la DQO en dos pruebas, se observó que la DQO no disminuyó, incluso aumentó y los resultados fueron:

Tabla 6: Resultado de la DQO aplicado el tratamiento sin aireación

DQO	Prueba 1	Prueba 2
	4126.8 mg O_2/L	4042.5 mg O_2/L

Esto conllevó a pensar en la hipótesis de que el H_2S presente estaba interfiriendo en el proceso. Las Figuras 5 y 6 muestran claramente que luego de los tratamientos aplicados se da la formación de un color negro en el lodo remanente. El efluente tratado posee gran

cantidad de H_2S , el cual es el responsable del olor pestilente. Al aplicar cloruro férrico, el azufre reacciona al instante con éste y se da la formación de sulfuro ferroso. El hierro, al estar unido al azufre no puede actuar de manera óptima como coagulante.



Figura 5: Tratamiento sin airear

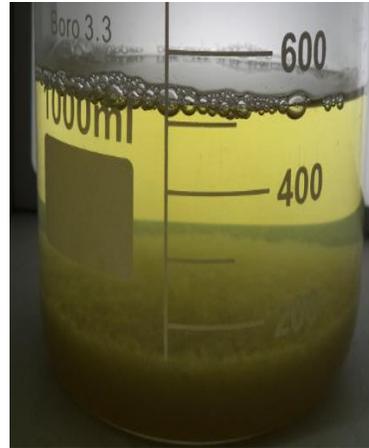


Figura 6: Posible formación de sulfuro ferroso

Por estos motivos se modificaron las condiciones anaerobias del efluente por condiciones aeróbicas, suministrando aire con una manguera de pecera como se ha detallado en los materiales y métodos. Este suministro de aire, tuvo por objeto generar condiciones aeróbicas y desplazar el sulfuro de hidrógeno presente en las aguas residuales a tratar debido a que se presumió que éste, estaba interfiriendo en el proceso

4.3. TRATAMIENTO OPTIMIZADO

La Figuras 7 y 8 muestran el proceso de aireación para optimizar el proceso de coagulación y floculación del efluente obtenido del reactor UASB antes de aplicar los tratamientos.



Figura 7: Aireación del efluente

En el efluente se encontraron sólidos disueltos, sólidos sedimentables, nutrientes, etc; con este burbujeo se cambiaron las condiciones anaerobias a condiciones aerobias y el aire suministrado permitió el desplazamiento del sulfuro de hidrógeno (H_2S) presente, causante del olor pestilente de estas aguas. El aire al entrar en contacto con el sulfuro de hidrógeno lo volatiliza y libera, las aguas quedaron libres de los malos olores.

La liberación y volatilización del H_2S permitió, además, una adecuada acción del agente coagulante. Cuando el sulfuro de hidrógeno está presente en las aguas y se suministra cloruro férrico, se da una reacción inmediata entre el hierro y el azufre, generando sulfuro ferroso, el hierro al haber reaccionado con el azufre ya no puede actuar de manera óptima como coagulante y floculante, lo cual se confirmó en la práctica. Los primeros tratamientos que se aplicaron sin aireación, dieron como resultado unas aguas limpias que tenían un remanente decantado de color negro, que hizo suponer la presencia de sulfuro ferroso; en cambio al aplicar los tratamientos luego del suministro de oxígeno, el remanente decantado era de un color rojizo y se obtuvo una mayor cantidad de agua clara resultante.

4.4. RESULTADOS DE LA PRUEBA DE JARRAS CON TRATAMIENTO OPTIMIZADO

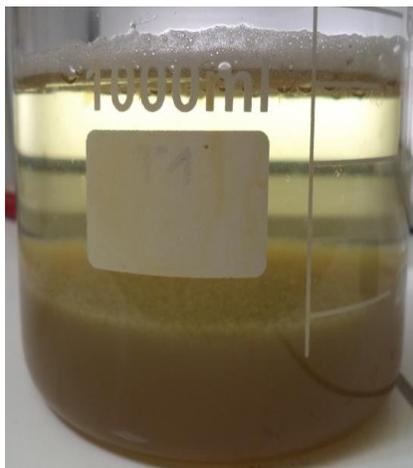
4.4.1. TURBIDEZ Y pH

Con el efluente sometido a aireación y habiendo expulsado el H_2S causante del mal olor, se aplicaron los tratamientos y esto permitió al hierro actuar de manera óptima con el amonio cuaternario. En algunos casos la remoción de la turbidez fue superior a 90 por ciento y se dio un rendimiento mayor de agua limpia (Figuras 9 y 10). En la Tabla 7 se muestran los resultados de la remoción de la turbidez; los tratamientos empleados indican una alta eficiencia de remoción de sólidos por lo que se infiere la disminución de la carga orgánica en los efluentes tratados. Se indica también la medición de pH inicial y final. Los resultados determinaron que el pH se mantiene dentro de un rango óptimo (6-9) y no es alterado de manera significativa.

Tabla 7: Remoción de la turbidez, pH inicial y final

Tratamiento	Turb inicial	Turb final	Remoción	pH inicial	pH final
1	373 NTU	43,8 NTU	88,25%	7,98	8,16
	285 NTU	42,9 NTU	84,90%	7,47	7,9
	408 NTU	89,4 NTU	78,08%	7,76	7,8
2	373 NTU	33,6 NTU	90,90%	7,98	7,74
	285 NTU	31,8 NTU	88,80%	7,47	7,62
	326 NTU	15,7 NTU	95,18%	7,34	7,27
3	373 NTU	16,6 NTU	95,54%	7,98	7,45
	393 NTU	18,3 NTU	95,34%	7,36	7,51
	326 NTU	17 NTU	94,78%	7,34	6,9
4	342 NTU	6,73 NTU	98%	7,5	7,77
	393 NTU	7,2 NTU	98,16%	7,36	7,68
	276 NTU	6,25 NTU	97,70%	7,76	7,59
5	272 NTU	2,02 NTU	99,25%	7,62	7,32
	505 NTU	7,14 NTU	98,50%	7,51	8,18
	276 NTU	4,28 NTU	98,44%	7,76	7,15
6	342 NTU	42,7 NTU	87,50%	7,5	7,01
	505 NTU	9,8 NTU	98,05%	7,51	7,91
	276 NTU	5,22 NTU	98,10%	7,76	6,8
7	261 NTU	3,62 NTU	98,60%	7,83	7,9
	355 NTU	25,6 NTU	92,70%	7,57	7,85
	276 NTU	4,12 NTU	98,50%	7,76	7,61
8	261 NTU	2,65 NTU	98,90%	7,83	7,35
	355 NTU	4,68 NTU	98,68%	7,57	7,36
	191 NTU	7,28 NTU	96,18%	7,72	7,39
9	272 NTU	8,58 NTU	96,84%	7,62	7,47
	408 NTU	28,3 NTU	93,06%	7,76	7,49
	191 NTU	2,76 NTU	98,55%	7,72	7,42

A pesar de que la turbidez no es un parámetro especificado por la normativa ambiental, la alta eficiencia de su remoción en todos los tratamientos brinda una clara referencia de que la mezcla utilizada remueve en gran proporción la carga orgánica del efluente, la carga catiónica de esta mezcla desestabiliza los coloides y actúa a la vez como un buen coagulante y floculante.



**Figura 8: Experimento optimizado.
Tratamiento 3**

Los resultados indican una alta disminución de sólidos en los efluentes. Es probable que el sulfuro de hidrógeno haya interferido en un principio en el proceso de coagulación. Las Figuras 8 y 9 muestran que luego de realizados los tratamientos, la materia orgánica en la base de los recipientes presenta un color rojizo, confirmando la presencia de hierro; ya no se da un color negro que indicaba una probable formación de sulfuro ferroso.



Figura 9: Color rojizo en la base (Tratamientos 2, 5, 6 y 9)

4.4.2. ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO DEL EFLUENTE CON TRATAMIENTO OPTIMIZADO

Los tratamientos en todos los casos produjeron disminución de los parámetros, las concentraciones y las proporciones de cada sustancia pueden influir en la eficiencia de los resultados, así como también las condiciones iniciales del efluente en cada caso que podrían variar de acuerdo a la continuidad del uso del reactor, la temperatura, entre otros. Los resultados de cada parámetro fueron analizados por separado.

Tabla 8: Resultados de los análisis

Unidades: mg/L	TRATAMIENTO 1			TRATAMIENTO 2			TRATAMIENTO 3		
DQO	1117.5	38.71	1000	1095	975.48	178.06	870	786.21	201.29
DBO	380	217.5	8	350	205.9	50	280	185.6	70
SOL. SUSP	112.5	42	166.67	82.5	86	74	3.33	16	31
AC GRASAS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	TRATAMIENTO 4			TRATAMIENTO 5			TRATAMIENTO 6		
DQO	72.29	1243.12	2126.58	1044.71	1575	1762.03	101.2	915	1154.43
DBO	50	101,5	10	162.4	94.25	20	80	121.8	60
SOL. SUSP	30	14.17	59.33	5.24	15.71	49.33	61.43	25	78.67
AC GRASAS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	TRATAMIENTO 7			TRATAMIENTO 8			TRATAMIENTO 9		
DQO	1124.9	1038.3	1023.2	1002.35	1165.96	1037.04	888.61	661.54	674.56
DBO	130.5	146.45	20	185.6	211.7	134.85	150.8	5	197.2
SOL. SUSP	29	143.33	83.33	15	348	12	29.05	18.89	13.2
AC GRASAS	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4.4.2.1. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

Al realizar el análisis estadístico de la DQO, con los resultados de la Tabla 8, primero se procedió a hacer unas pruebas de validez de supuestos; estas pruebas nos indican si se debe aplicar un análisis paramétrico o no paramétrico.

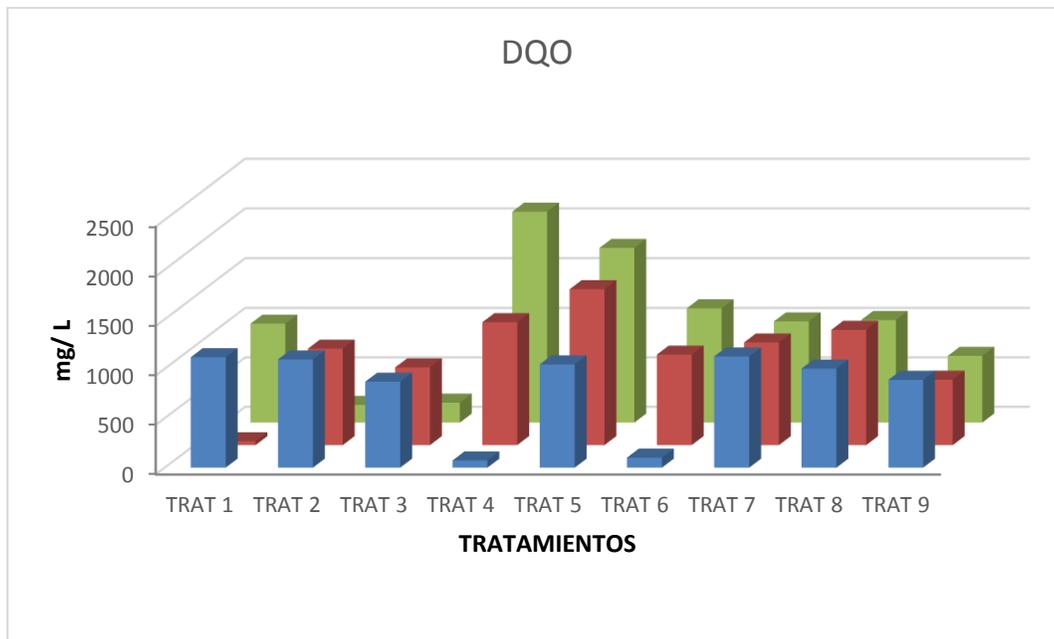


Figura 80: Resultados del análisis de DQO de los tratamientos

Estas pruebas son la prueba de Anderson Darling de normalidad de errores y la prueba de Bartlett de homogeneidad de varianzas. Para hacer un análisis paramétrico ambas tendrían que dar un resultado mayor a 0,05; en el caso de la primera arrojó un valor p de 0,232 pero la segunda arrojó un valor p de 0,037. Como una de las pruebas no cumplió la condición de dar un resultado mayor a 0,05 se procedió a realizar un análisis de varianza no paramétrico de los resultados (Prueba de Kruskal Wallis) y esta prueba arrojó un valor p de 0,041 (menor a 0,05), el cual asegura que al menos un tratamiento difiere de los demás significativamente.

Luego tuvimos que averiguar cuál o cuáles de esos tratamientos son los que difieren significativamente y para eso se hizo la prueba de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis y esta arrojó que los tratamientos 2 y 3 mejoran significativamente los niveles de DQO. Ya que esos tratamientos fueron los que mostraron una reducción de la DQO y debido a que aplicamos una prueba no paramétrica, se realizaron 7 mediciones adicionales con los tratamientos 2 y 3 para tener 10 unidades experimentales. Los resultados se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9: Mediciones adicionales de DQO en tratamientos 2 y 3

DQO (mg/L)	
TRAT 2	TRAT 3
421.36	512.09
387.9	324.65
603.61	125.4
207.76	274.33
344.5	462.1
701.22	102.48
203.14	98

Con esta data se aplicó el test de Wilcoxon para compararlo con el VMA (1000 mg/L) las 7 pruebas adicionales, sumadas a las 3 primeras se aplicó una prueba estadística (test de Wilcoxon) para determinar si los tratamientos 2 y 3 cumplen con el VMA (1000 mg/L) y los resultados arrojaron que ambos tratamientos son aptos. Aplicado el test de Wilcoxon en el tratamiento 2, el valor p arrojó un valor de 0,003 (menor a 0,05) lo cual indicó el cumplimiento del VMA. En el caso del tratamiento 3 se obtuvo también un valor p de 0,003 lo que garantiza, al igual que en el tratamiento 2 el cumplimiento del VMA.

Los tratamientos 2 y 3 mostraron ser eficientes en la reducción de la DQO para el cumplimiento del VMA. El promedio de la DQO a la salida del reactor es de 3343.3 mg/L. El tratamiento 2 tiene un resultado promedio de 511.8 mg/L por lo que éste tratamiento tiene una eficiencia de 84,69 por ciento y el tratamiento 3 tiene un resultado promedio de 375.65 mg/L por lo tanto tiene una eficiencia de 88.76 por ciento en la remoción de la DQO.

Todas las pruebas estadísticas se aprecian en detalle en el Anexo 2.

4.4.2.2. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

Para la DBO, al aplicar la validez de supuestos los resultados arrojaron que se debía hacer una prueba paramétrica, la normalidad de errores arrojó un valor p de 0,650 y la homogeneidad de varianzas arrojó un valor de 0,419. Los dos al ser valores mayores a 0,05 nos indicaron que debíamos hacer un análisis paramétrico.; por lo que se aplicó la prueba de

Tukey (equivalente a la de Kruskal Wallis) y se determinó que todos los tratamientos disminuyen significativamente la DBO y luego se hizo una prueba de comparaciones múltiples (prueba T) para compararlo con el VMA de la DBO (500 mg/ litro) y se determinó que del tratamiento 2 al 9 cumplen con una disminución significativa para cumplir con las normas legales. Cada prueba se aprecia en detalle en el Anexo 2.

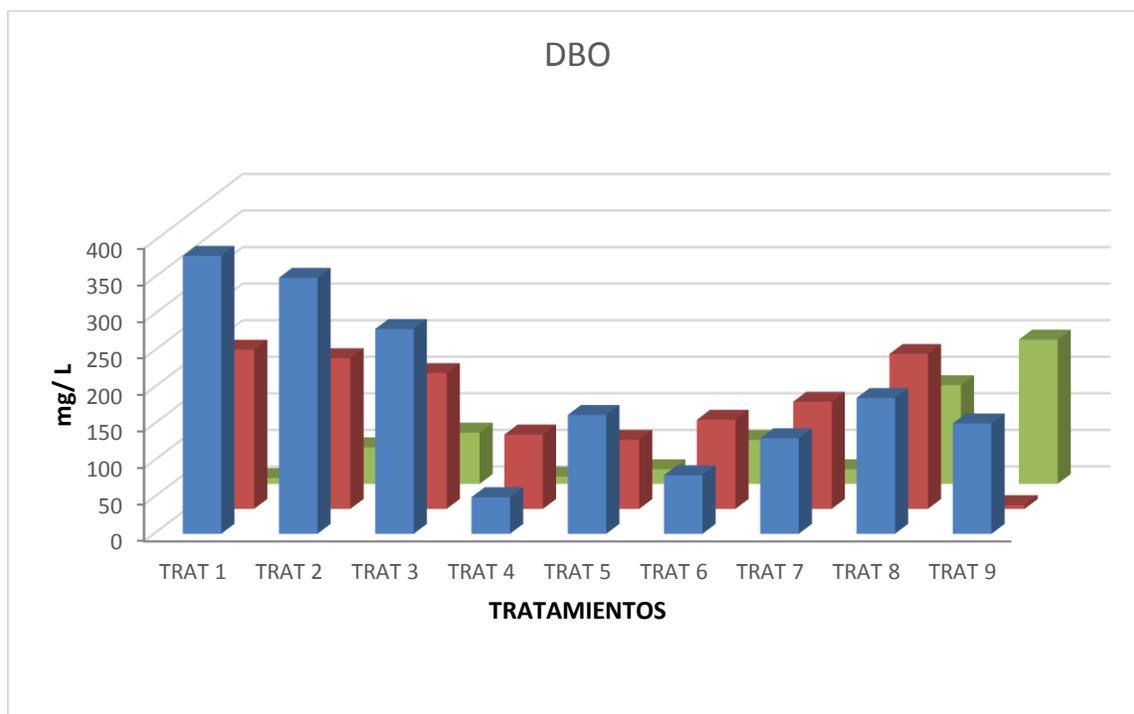


Figura 91: Resultados de los análisis de DBO de los tratamientos

El promedio de la DBO del efluente a la salida del reactor es de 1836.11 mg/ L. Las eficiencias de remoción se muestran en la Tabla 10

Tabla 10: Eficiencia de la remoción de la DBO

Tratamientos	Promedio	Eficiencia
2	201.96 mg/L	89 %
3	178.53 mg/L	90.27 %
4	53.83 mg/L	97 %
5	92.21 mg/L	94.90 %
6	87.26 mg/L	95.24 %
7	98.98 mg/L	94.60 %
8	177.38 mg/L	90.33 %
9	117.66 mg/L	93.59 %

Todos presentaron un porcentaje de eficiencia mayor al 88 por ciento. Detalles de las pruebas estadísticas en el Anexo 2.

4.4.2.3. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)

Para los Sólidos Suspendidos Totales, se determinó análogamente a la DQO, ambas pruebas de validez de supuestos arrojaron valores menores a 0,005 por lo que se debía hacer una prueba no paramétrica.

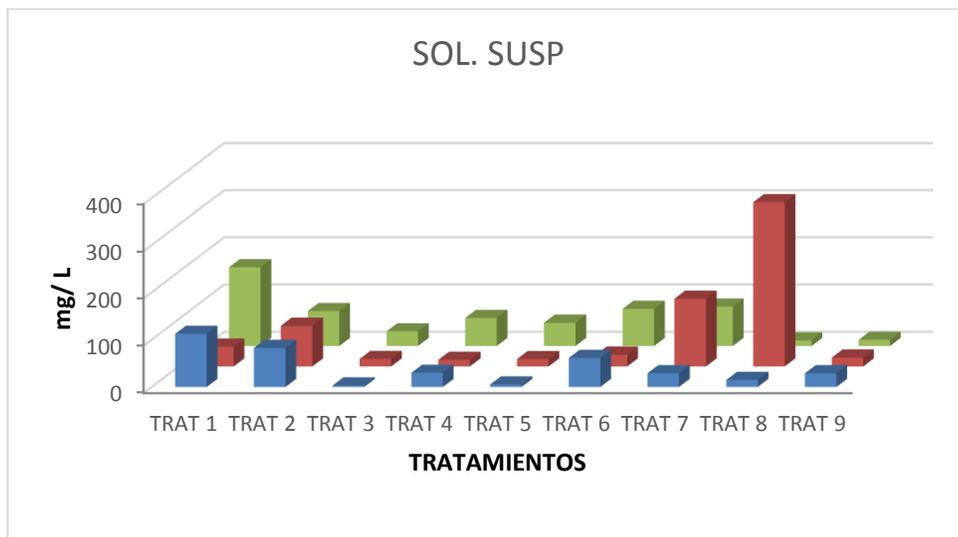


Figura 102: Resultados de los análisis de Sólidos Suspendidos Totales

Se procedió a hacer una prueba de comparaciones múltiples (Kruskal Wallis) y ésta determinó que los tratamientos 3, 5 y 9 reducen significativamente los Sólidos Suspendidos Totales y de esos tres tratamientos se procedió a hacer 7 repeticiones más de cada uno de ellos para poder comparar el cumplimiento de los VMA (500 mg/ litro). Los valores de esas pruebas adicionales se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11: Mediciones adicionales de SST

Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)		
TRAT 3	TRAT 5	TRAT 9
22.4	38.7	14.8
23.1	36.1	19.4
12.7	19.43	28.3
41.8	37.1	11.8
25.9	33	9.4
13.4	18.5	16.3
14.8	22.5	8.54

Al aplicar el test de Wilcoxon a los 3 tratamientos que se le hicieron mediciones adicionales, este arrojó en los 3 casos un valor p de 0,003, el cual garantiza el cumplimiento del VMA con un alto nivel de significación. El promedio de SST del efluente a la salida del reactor es de 1605.83 mg/L. El tratamiento 3 tiene un resultado promedio de 20.44 mg/L por lo que tiene una eficiencia de remoción de 98.72 por ciento, el tratamiento 5 tiene un resultado promedio de 27.56 mg/L resultando una eficiencia de 98.28 por ciento y el tratamiento 9 tiene un resultado promedio de 16.96 mg/L, su eficiencia es de 98.9 por ciento. La eficiencia de la remoción de sólidos suspendidos en los tres casos fue superior a 95 por ciento lo cual confirma en un principio el grado de turbidez removido ya que los sólidos y la materia orgánica son los que, en gran medida generan turbidez en los efluentes. Todas las pruebas estadísticas se muestran al detalle en el Anexo 2.

a) Sobre interferencias de otros factores en el experimento:

A lo largo de la fase experimental de la presente tesis se tuvo especial cuidado en no cometer errores que puedan alterar la homogeneidad del material experimental y adicionalmente impedir que otros factores ajenos al tratamiento puedan tener actividad descontaminante y enmascarar el verdadero aporte de los tratamientos a las variables respuesta.

Es así como los tiempos de tratamiento en las pruebas de jarras fueron homogeneizados estrictamente, así como los volúmenes de muestra y otros factores controlables.

b) Sobre la naturaleza de los reactivos utilizados:

Como se ha mostrado en el fundamento teórico, las sales de amonio cuaternario tienen actividad floculante, y en esta tesis se utilizó el cloruro de benzalconio por tener fácil accesibilidad a ella y dar resultados a priori óptimos.

En la práctica hemos podido corroborar su efectividad en el proceso de coagulación. El cloruro de benzalconio tiene como base química ser una sal de amonio cuaternario por lo que sería importante evaluar si otras sales con esta base molecular tienen los mismos efectos y no reducir el tratamiento sólo al cloruro de benzalconio. Tendríamos que hacer un doble análisis: uno técnico comparativo en el cual se pruebe la acción descontaminante de cada una de las posibles sales de amonio cuaternario y uno económico comparativo que nos confirme la viabilidad de uso.

Esta investigación queda abierta para lograr la probable escalabilidad de nuestro tratamiento u otros tratamientos similares.

4.4.2.4. ACEITES Y GRASAS

Los valores iniciales en aceites y grasas de las muestras sin tratar (blancos) son 7.6 mg/ L, 7.2 mg/ L y 8.1 mg/L como se indicó en la Tabla 5

Luego de la aplicación de cada tratamiento se obtuvo en cada una de las 3 repeticiones valores de 0 mg/L en todos los tratamientos, por lo cual se deduce que los niveles de aceites y grasas

son prácticamente nulos para cualquiera de los tratamientos. Se consideró innecesario hacer pruebas estadísticas ante una evidencia tan concluyente.

4.5. LODOS RESIDUALES

Como se sostuvo en el capítulo anterior, el cloruro de benzalconio tiene una actividad antimicrobiana (contra bacterias y hongos), por lo cual se podría inferir que en los lodos residuales no debe quedar actividad patógena.

Para evaluar la presencia de patógenos en dichos lodos se tomó una muestra y se sometió a análisis. Los resultados muestran la ausencia de tal actividad patógena.

Los resultados indicaron lo siguiente:

Enumeración de coliformes totales (NMP/ml) < 3

Enumeración de coliformes fecales (NMP/ml) < 3

El valor < 3 indica la ausencia de microorganismos (Anexo 3)

Se hizo esta medición sólo para tener un dato referencial, un dato no puede dar una conclusión. Este dato puede dejar abierta una investigación adicional para evaluar y medir si el lodo remanente, proveniente de las excretas de los cerdos en el efluente del reactor UASB previamente tratado, quede libre de patógenos y posteriormente generar algún fertilizante ya que este lodo posee materia orgánica en su composición y de esta manera se le pueda dar un aprovechamiento total al efluente.

V. CONCLUSIONES

1. La aplicación de la mezcla de cloruro férrico con amonio cuaternario a los efluentes generados por el reactor UASB tuvo una alta eficiencia en el proceso de coagulación-floculación en todas las dosis, se dio una alta remoción de los sólidos expresada en la reducción de la turbidez que en algunos casos superaron el 90 por ciento.
2. Es altamente eficiente en la desestabilización de coloides y se logró tener buenas referencias sobre ausencia de microorganismos patógenos con la acción desinfectante respecto a coliformes totales y fecales (NMP/ml) < 3 (Anexo 3) y también en cultivos bacterianos.
3. Existen diferencias significativas entre los niveles de DQO obtenidos con los tratamientos 2 y 3 respecto a los niveles iniciales (blanco) que en promedio tuvieron una DQO de 3343.3 mg/L, de manera que se puede concluir que son menores y estos también tienen diferencias significativas respecto al VMA de la norma legal (1000 mg/litro) y niveles de remoción cercanos al 85 por ciento, por lo que se concluye que estos tratamientos son eficientes en la reducción de la DQO.
4. Todos los tratamientos reducen significativamente la DBO con respecto a los niveles iniciales (blancos), que en promedio tuvieron una DBO de 1836.11 mg/L y con respecto al VMA correspondiente a la norma legal (500 mg/litro), con excepción del tratamiento 1, todos los demás tratamientos fueron eficientes en el cumplimiento de la norma (ver Tabla 3), los demás tratamientos logran eficiencias de remoción de DBO superiores al 88 por ciento, concluyendo que estos tratamientos aseguran obtener valores inferiores a lo estipulado por la ley.

5. Existen diferencias significativas entre los niveles de Sólidos suspendidos obtenidos con los tratamientos 3, 5 y 9 con respecto a los niveles iniciales (blancos) que en promedio dieron un resultado de 1605.83 mg/L, asimismo tienen diferencias significativas respecto al VMA correspondiente a la norma legal (500 mg/litro), con niveles de remoción mayores al 95 por ciento, eficiencia de estos tratamientos en lo referente a este parámetro.
6. Los resultados con respecto a los Aceites y Grasas fueron totalmente concluyentes (0 mg/L en todos los casos), prácticamente nulos. Todos los tratamientos son óptimos y eficientes en la reducción de este parámetro.
7. Se logró la reducción de los cuatro parámetros de interés al aplicar el tratamiento 3 (1,875 ml de FeCl_3 con 0,625 en 500 ml de efluente), con una eficiencia superior al 88 por ciento con respecto a los valores iniciales (blancos), siendo así un tratamiento eficiente para el cumplimiento de las normas legales (VMA).

VI. RECOMENDACIONES

1. Dado que la presente tesis se ha basado en muestras pequeñas para demostrar la validez técnica de la solución de cloruro de benzalconio y cloruro férrico y que esta ha tenido resultados estadísticamente significativos, recomendamos el escalamiento de este trabajo para probar su efectiva aplicación a nivel industrial.
2. Realizar un estudio de la viabilidad económica de aplicar esta tecnología de tratamiento de aguas residuales, haciendo las correspondientes mediciones de los indicadores económicos resaltantes de rentabilidad.
3. A una escala industrial, utilizar las trampas de hierro (virutas) para poder atrapar el sulfuro de hidrógeno desplazado, para que éste no vaya a la atmósfera y genere una posterior contaminación.
4. Es posible que con una optimización de este tratamiento con sus respectivos ajustes en diferentes parámetros (dosis, tiempo de agitación, niveles de agitación, tiempo de sedimentación, etc), se pueda lograr cumplir con los VMA's correspondientes a las aguas de regadío y de consumo por lo que dejamos abierta esta investigación para su posterior optimización.
5. Analizar varias sales de amonio cuaternario que quizás puedan tener un rendimiento similar al cloruro de benzalconio combinado con cloruro férrico y que quizás tengan una mejor viabilidad económica.
6. El lodo remanente, el cual se llevó a analizar para descartar la presencia de patógenos podría ser objeto de una nueva investigación para poder generar un fertilizante a partir

de esta sustancia que está compuesta principalmente por materia orgánica, dándole un tratamiento adecuado y así se pueda aprovechar el efluente en su totalidad ya que una prueba referencial indicó ausencia de patógenos en el lodo remanente de uno de los tratamientos.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Ahn, J-H; Do, T H; Kim, SD; Hwang, S. 2006. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. *Biochemical Engineering Journal* 30: 33-38.
2. Antov, M.G.; Sibán, M.B.; Adamovis S.R.; Klasnja, M.T. 2007. Investigation of isolation conditions and ion-exchange purification of protein coagulation components from common bean seed. *BIBLID: 1450-7188*. 38:3-10.
3. Arboleda Valencia, Jorge. 2000. Mc Graw Hill. “Teoría y Práctica de la Purificación del agua”. Tercera Edición.
4. Arundel John. 2000. Segunda Edición. Editorial Aciribi, S.A. Zaragoza, España. “Tratamiento de aguas negras y efluentes industriales”.
5. Asrafuzzaman, M.D.; Fakhuruddin, A.N.M.; Alamgir Hossain, M.D. 2011. Reduction of turbidity of water using locally available natural coagulants. *Int. Scholarly Res. Network. ISRN Microbiology*. Article ID 632189. 6p.
6. Barrenechea & de Vargas. 2004. “Tratamiento de agua para consumo humano”. *Plantas para filtración rápida*. Manual I: Teoría. Tomo I ©Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Capítulo 4. Coagulación. p.176
7. Barrera, Carlos Eduardo. 2014. © Reverté Ediciones, México D.F. ISBN: 978-607-7815-13-6. “Aplicaciones electroquímicas al tratamiento de aguas residuales”.

8. Bas Emilio. 2017 © Aguas residuales. INFO. Líderes en Información para el sector del Tratamiento del Agua. “H₂S en plantas de tratamiento de aguas residuales”.
9. Carus Group Inc. 2017. Certificación NSF. “Informe de toxicidad del agua”.
10. Casas Reyes, José Vicente. Coagulación – floculación. Primera Edición. Publicaciones Universidad Nacional de Colombia. Santa Fé de Bogotá. 1992.
11. Cimcool. 2004. Milacron Mexicana Sales, S.A. de C.V. Reporte Técnico. División CIMCOOL®
12. C. Jeon, W.H. Höll. 2004. *Hydrometallurgy*, 71(3-4), 421
13. Chernicharo, CAL. 2013. Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales. Reactores Anaerobios. Primera Edición en Español. Editorial Universitaria, Universidad de Nariño. Colombia. v. 5.
14. Correal Cuervo, Rodrigo. 2002. © Ediciones Uniboyacá. ISBN 958-95234-2-0. “Tratamiento y Postratamiento de Aguas Residuales”. p. 142
15. D.S 001-2015-VIVIENDA. Valores Máximos Admisibles para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario.
16. Duda, RM & Oliveira, RA de. 2011. Treatment of swine wastewater in UASB reactor and anaerobic filter in series followed of trickling filter. *Eng. Sanit. Ambient* 16(1): 91-100.
17. Fernandez, A.; Chavez, M.; Herrera, F.; Mas & Rubi, M.; Mejias, D.; Diaz, A. 2008. Evaluación del exudado gomoso de *Acacia siamea* como coagulante en la clarificación de las aguas para consumo humano. *Rev. Tec. Ing. U. Zulia*. 31(Ed. Especial):32-40

18. Fuglie, L. J. 2001. *The miracle tree. The multiple attributes of Moringa*. Technical Centre for Agricultural and Rural Cooperation, Dakar, Senegal.
19. GARAY, J., PANIZZO, L., LESMES, L., RAMIREZ, G., SANCHEZ, J. Manual de Técnicas Analíticas de Parámetros Físico-químicos y Contaminantes Marinos. Tercera edición. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Cartagena, 1993. p.84, 91.
20. Gassenschmidt, U.; Jany, K. D.; Tauscher, B. y Niebergall, H. 1995, "Isolation and characterization of a flocculating protein form *Moringa oleifera* Lam." *Biochimical et Biophysica Acta*, 1243, 477-481, Holanda.
21. Ghebremichael, K.A.; Gunaratna, K.R.; Henriksson, H.; Brumer, H.; Dalhammar, G.A. 2005. A simple purification and activity assay of the coagulant protein from *Moringa oleifera* seed. *Water Res.* 39:2338-2344.
22. Gomella, G & Guerree H. 1977. © Editores Técnicos Asociados, S.A. – Barcelona. ISBN 84-7146-090-4. "TRATAMIENTO DE AGUAS PARA ABASTECIMIENTO PÚBLICO". Primera Edición. p. (43)
23. González, S.; Guerra, R.; Trupiano, A.; Castañeda, M.L.; Figueroa, M. y Cuevas, C. Tratamiento de líquidos cloacales presedimentados en un reactor UASB en regiones subtropicales. [en línea]
<http://www.cricyt.edu.ar/asades/modulos/averma/trabajos/2000/2000-t006-a006.pdf>
24. Hernandez Muñoz, A. 2001. *Depuración y desinfección de aguas residuales*. 5ª ed. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos,. 1151 p. Colección Señor nº 9. ISBN: 84-380-0190-4
25. Hernandez Muñoz, A. 2000. "Manual de depuración Uralita". 2ª ed. Madrid: Paraninfo. 430 p. ISBN: 84-283-2162-0

26. Kahrs R.F. 1995. – Principios generales de la desinfección. In Desinfectantes: acciones y aplicaciones. Segunda parte (H.A. McDaniel, edit.). Rev. sci. tech. Off. int. Epiz., 14 (2), 143-163.
27. Kosswig, K. 2002, "Surfactantes" en Ullmann Encyclopedia of Industrial Chemistry, Wiley-VCH, Weinheim.
28. Lee, S.H.; Lee, S.O.; Jang, K.L.; Lee, T.H. 1995. Microbial flocculant from *Arcuadendron* SP-49. Biotechnol. Lett. 17:95-100.
29. Lettinga, G. 1983. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. p. 50-54
30. Maris P. 1995. – Modes of action of disinfectants. In Desinfectantes: acciones y aplicaciones. Primera parte (H.A. McDaniel, edit.). Rev. sci. tech. Off. int. Epiz., 14 (1), 47-55
31. Maryadele J. O'Neill. 2013. Editorial IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). ISBN: 9781849736701. "THE MERCK INDEX". p. 697-698
32. McNaught and A. Wilkinson. 1997. Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book"). Compiled by A.D. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
33. Medina San Juan, José Antonio. 2000. ISBN: 84-7114-849-8. "Desalación de aguas salobres y de más. Ósmosis Inversa" p.53-54
34. Myubi, S.A.; Evinson, L.M. 1995. Optimizing physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Moringa oleifera* seeds. Wat. Res. 29(12):2689-2695.

35. Nogueira, C & Silva, I. 2006. Aplicação de águas residuarias de suinocultura na irrigação. Tesis U. São Paulo. 18-29.
36. Orozco Jaramillo, Alvaro. 2005. © Acodal ISBN 958-96454-5-3. “Bioingeniería de Aguas Residuales”. Teoría y Diseño. Primera Edición. p. 269-270, 329-331, 362-363.
37. Özacar, M.; Sengil, I.A. 2003. Evaluation of tannin biopolymer as a coagulantaid for coagulation of colloidal particles Colloids and Surfaces A. Physicochem. Eng. Aspects. 229:85-96.
38. Peña .2007. Trabajo de Investigación. Calidad de Agua “Oxígeno Disuelto”. Escuela Superior Politécnica del litoral de Guayaquil. (ESPOL)
39. Pritchard, M.; Mkandawire, T.; EdmondsonN, A.; O'neill, J.G.; Kululanga, G. 2009 Potential of using plant extracts for purification of shallow well water in Malawi. Phys. Chem. Earth. 34:799-805.
40. Ramalho R. S. 1996. “Tratamiento de aguas residuales”. Ed Reverté.
41. Reynolds JEF ed (1996) Martindale: the Extra Pharmacopoeia, 31st ed. Pharmaceutical Press, London, 117-8.
42. Richter, N.; Siddhuraju, P. y Becker, K. 2003, “Evaluation of nutritional quality of moringa (*Moringa oleifera* Lam.) leaves as an alternative protein source for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.)”, *Aquaculture*, 2003, 217, 599-611, Holanda.
43. Rigola Peña, M. 1989. *Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales*. Barcelona: Marcombo. 160 p. ISBN: 84-267-0740-8

44. Ronzano Eduardo & Dapena Jose Luis 2002 ©PRIDESA. Ediciones. Díaz de Santos, S.A. Juan Bravo, 3-A 28006 Madrid (España). “Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales”.
45. Santos, L dos. 2008. Conceção e avaliação de istema de tratamento com reatpr anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura. PhD Thesis. Escola de veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais. 151 p.
46. Sasia, Pedro. 2011. Ed ACIDEKA. S.A. Vizcaya. España. “Polímeros de acrilamida y copolímeros derivados para el tratamiento de aguas”.
47. Schultz, C.R.; Okun, D.A. 1992. Surface water treatment for communities in developing countries. John Wiley and Sons Inc. Intermediate Technology Publications, Grand Britain. 300p.
48. Šćiban, M.; Klasnja, M; Stojimirovic, J. 2005. Investigation of coagulation activity of natural coagulants from seeds of different leguminose species. Acta Periodica Technol. 36:81-87.
49. Tapia, Susana. 2015. Tesis para optar al título de Ingeniera Ambiental “Puesta en marcha de un reactor UASB a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales de la crianza intensiva de cerdos”. p 11-12. Anexos. 97, 108-110.
50. Velandia R.H 1997. Diagnóstico de la situación ambiental del sector porcícola en Colombia. Informe final / Ministerio del Medio Ambiente, Dirección Ambiental Sectorial. Santafé de Bogotá.
51. Wade A & Weller PJ ed (1994) A handbook of pharmaceutical excipients, 2nd ed. The pharmaceutical press, London, pp 27-31.

52. Yin C.Y. 2010. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochem.* 45:1437-1444.
53. Yongabi, K.A. 2004. Studies on the potential use of medicinal plants and macrofungi (lower plants) in water and wastewater purification. FMENV/ZERI Res. Centre. Abubakar Tafawa Balewa U. Bauchi. Nigeria.
54. Zerbato Mariel 2009, AUGM_DOMUS, 1:18-26, 2009 Asociación de Universidades Grupo Montevideo ISSN: 1852-2181. "Cloruro Férrico para la coagulación optimizada y remoción de enteroparásitos en agua"

VIII. ANEXOS

ANEXO 1. ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS DE LOS TRATAMIENTOS

Fecha	Tratamiento	DQO (mgO ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	SST (mg/L)	Ac y Gr (mg/L)
10-oct-16	Blanco	3124.60	1875.24	1842.60	7.60
18-oct-16	Blanco	3623.10	1945.26	1654.20	7.20
25-oct-16	Blanco	3282.30	1687.84	1320.70	8.10
11-nov-16	Sin airear	4126.80	--	--	--
17-nov-16	Sin airear	4042.50	--	--	--
29-dic-16	1	1117.50	380.00	112.50	0.00
24-feb-17	1	38.71	217.50	42.00	0.00
05-may-17	1	1000.00	8.00	166.67	0.00
24-dic-16	2	1095.00	350.00	82.50	0.00
24-feb-17	2	975.48	205.90	86.00	0.00
12-may-17	2	178.06	50.00	74.00	0.00
24-dic-16	3	870.00	280.00	3.33	0.00
10-mar-17	3	786.21	185.60	16.00	0.00
12-may-17	3	201.29	70.00	31.00	0.00
09-feb-17	4	72.29	50.00	30.00	0.00
10-mar-17	4	1243.12	101.50	30.00	0.00
22-may-17	4	2126.58	10.00	59.33	0.00
09-feb-17	5	1044.71	162.40	5.24	0.00
06-abr-17	5	1575.00	94.25	15.71	0.00
22-may-17	5	1762.00	20.00	49.33	0.00
11-ene-17	6	101.20	80.00	61.43	0.00
06-abr-17	6	915.00	121.80	25.00	0.00
22-may-17	6	1154.43	60.00	78.67	0.00
03-feb-17	7	1124.90	130.50	29.00	0.00
24-abr-17	7	1038.30	146.45	143.33	0.00
22-may-17	7	1023.20	20.00	83.33	0.00
03-feb-17	8	1002.35	185.60	15.00	0.00
24-abr-17	8	1165.96	211.70	348.00	0.00

Laboratorio de Agua, Suelo, Medio Ambiente y Fertirriego
Elaboración propia

Fecha	Tratamiento	DQO (mgO ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	SST (mg/L)	Ac y Gr (mg/L)
23-may-17	8	1037.04	134.85	12.00	0.00
09-feb-17	9	888.61	150.80	29.05	0.00
05-may-17	9	661.54	5.00	18.89	0.00
23-may-17	9	674.56	197.20	13.20	0.00
03-ago-17	2	421.36	--	--	--
07-ago-17	2	387.90	--	--	--
10-ago-17	2	603.61	--	--	--
15-ago-17	2	207.76	--	--	--
18-ago-17	2	344.50	--	--	--
23-ago-17	2	701.22	--	--	--
28-ago-17	2	203.14	--	--	--
03-ago-17	3	512.09	--	22.40	--
07-ago-17	3	324.65	--	23.10	--
10-ago-17	3	125.40	--	12.70	--
15-ago-17	3	274.33	--	41.80	--
18-ago-17	3	462.10	--	25.90	--
23-ago-17	3	102.48	--	13.40	--
28-ago-17	3	98.00	--	14.80	--
03-ago-17	5	--	--	38.70	--
07-ago-17	5	--	--	36.10	--
10-ago-17	5	--	--	19.43	--
15-ago-17	5	--	--	37.10	--
18-ago-17	5	--	--	33.00	--
23-ago-17	5	--	--	18.50	--
28-ago-17	5	--	--	22.50	--
03-ago-17	9	--	--	14.80	--
07-ago-17	9	--	--	19.40	--
10-ago-17	9	--	--	28.30	--
15-ago-17	9	--	--	11.80	--
18-ago-17	9	--	--	9.40	--
23-ago-17	9	--	--	16.30	--
28-ago-17	9	--	--	8.54	--

Laboratorio de Agua, Suelo, Medio Ambiente y Fertilizantes
Elaboración propia

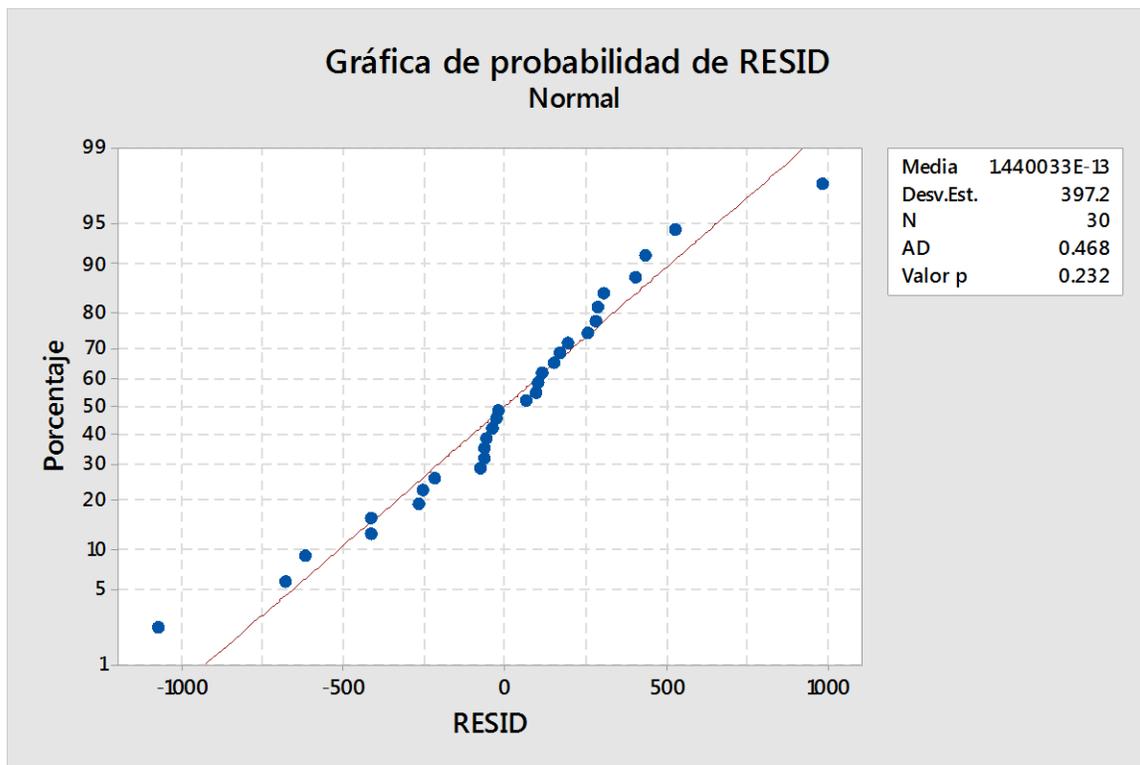
ANEXO 2: ANÁLISIS ESTADÍSTICO

1 DQO

VALIDEZ DE SUPUESTOS

A) PRUEBA ANDERSON DARLING DE NORMALIDAD DE ERRORES

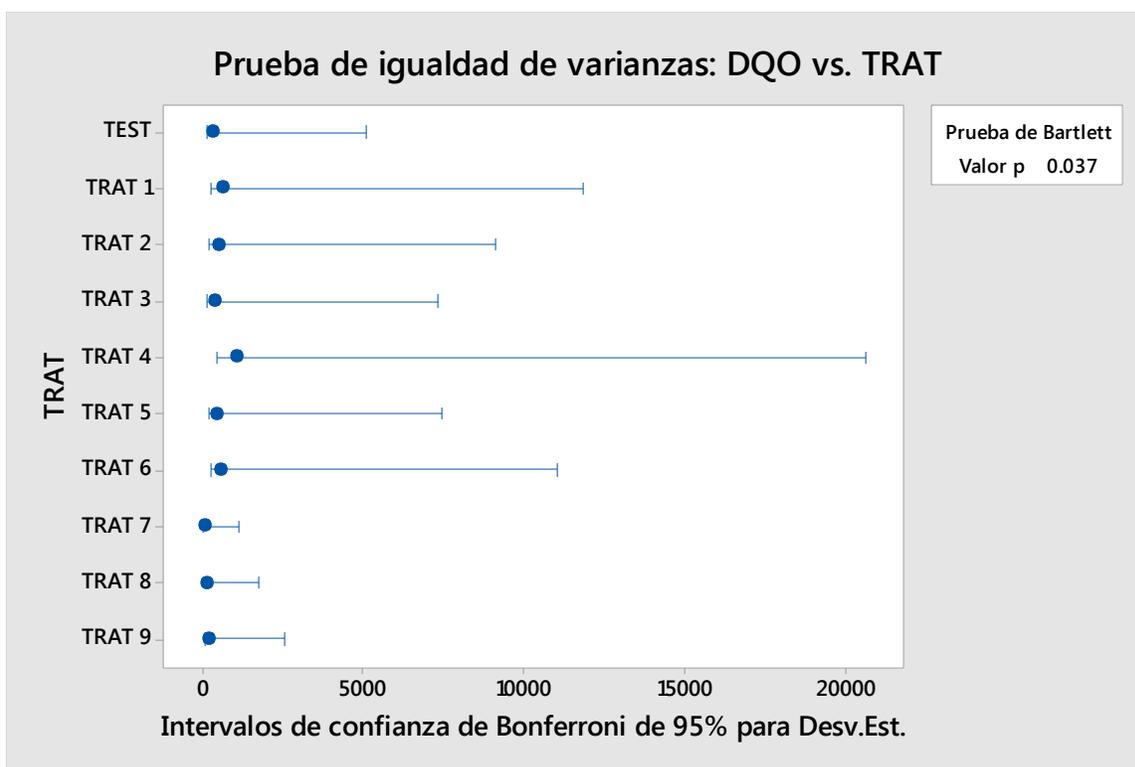
Luego de la obtención de los residuos se hizo en MINITAB la corrida de Anderson-Darling, obteniéndose la gráfica siguiente:



Se observa un valor p mayor que 0,05, lo cual nos permite concluir que el supuesto de normalidad de errores SI SE CUMPLE.

B) PRUEBA DE BARTLETT DE HOMOGENEIDAD DE VARIANZAS

Luego de la obtención de los residuos se hizo en MINITAB la corrida de igualdad de varianzas de Bartlett, obteniéndose la gráfica siguiente:



Se observa un valor p menor que 0,05, lo cual nos permite concluir que el supuesto de homogeneidad de varianzas NO SE CUMPLE.

1.1 ANÁLISIS DE VARIANZA NO PARAMÉTRICO – PRUEBA DE KRUSKAL WALLIS

Generamos la lista en MINITAB. El tratamiento TEST es el blanco, testigo o control. Los resultados obtenidos en la prueba de Kruskal Wallis se presentan a continuación:

Prueba

Hipótesis nula H_0 : Todas las medianas son iguales
Hipótesis alterna H_1 : Al menos una mediana es diferente

GL	Valor H	Valor p
9	17.57	0.041

El valor p obtenido es menor que 0,05 y nos asegura que al menos un tratamiento difiere de los demás significativamente.

1.2 PRUEBA DE COMPARACIONES MÚLTIPLES

Con la finalidad de ver que tratamiento es más efectivo y también corroborar que los tratamientos ofrecen diferencias sustanciales en la calidad del agua tratada, se realiza la prueba de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis, la corrida se muestra a continuación:

Kruskal-Wallis: Conclusions

The following groups showed significant differences:

Datos

Groups	Z vs. Critical value	P-value
TEST vs. TRAT 2	3.01430 >= 2.845	0.0026
TEST vs. TRAT 3	2.87518 >= 2.845	0.0040

Observamos diferencias significativas entre los tratamientos 2 y el TEST y el tratamiento 3 y el TEST, por lo cual podemos establecer que en lo que respecta a la DQO, los tratamientos 2 y 3 mejoran significativamente los niveles.

1.3 PRUEBAS DE HIPÓTESIS PARA EVALUAR CUMPLIMIENTO DE ESTÁNDARES LEGALES (VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES)

Dado que los únicos tratamientos que demuestran una verdadera disminución de la DQO respecto a los valores sin tratamiento son los tratamientos 2 y 3, se realizaron 7 mediciones adicionales de muestras a las que se le aplicaron dichos tratamientos, es decir, 7 muestras con tratamiento 2 y 7 muestras con tratamiento 3 adicionales, con la finalidad de tener $n = 10$ unidades experimentales de cada tratamiento para hacer un test de Wilcoxon óptimo respecto al VMA de 1000 mg/L.

Las hipótesis a probar para cada tratamiento son:

$$H_0: Me = 1000 \text{ mg/L}$$

$$H_1: Me < 1000 \text{ mg/L}$$

El test de Wilcoxon para cada tratamiento se muestra a continuación:

A) Test de Wilcoxon para cumplimiento de VMA de DQO en el tratamiento 2:

Prueba de clasificación con signos de Wilcoxon: TRAT 2

Método

η : mediana de TRAT 2

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Mediana
TRAT 2	10	399.305

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \eta = 1000$

Hipótesis alterna $H_1: \eta < 1000$

Muestra	Número de prueba	Estadística de Wilcoxon	Valor p
TRAT 2	10	0.00	0.003

El valor p obtenido de 0,003 nos garantiza el cumplimiento del VMA del DQO en el tratamiento 2 con un alto nivel de significación.

B) Test de Wilcoxon para cumplimiento de VMA de DQO en el tratamiento 3:

Prueba de clasificación con signos de Wilcoxon: TRAT 3

Método

η : mediana de TRAT 3

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Mediana
TRAT 3	10	331.695

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \eta = 1000$

Hipótesis alterna $H_1: \eta < 1000$

Muestra	Número de prueba	Estadística de Wilcoxon	Valor p
TRAT 3	10	0.00	0.003

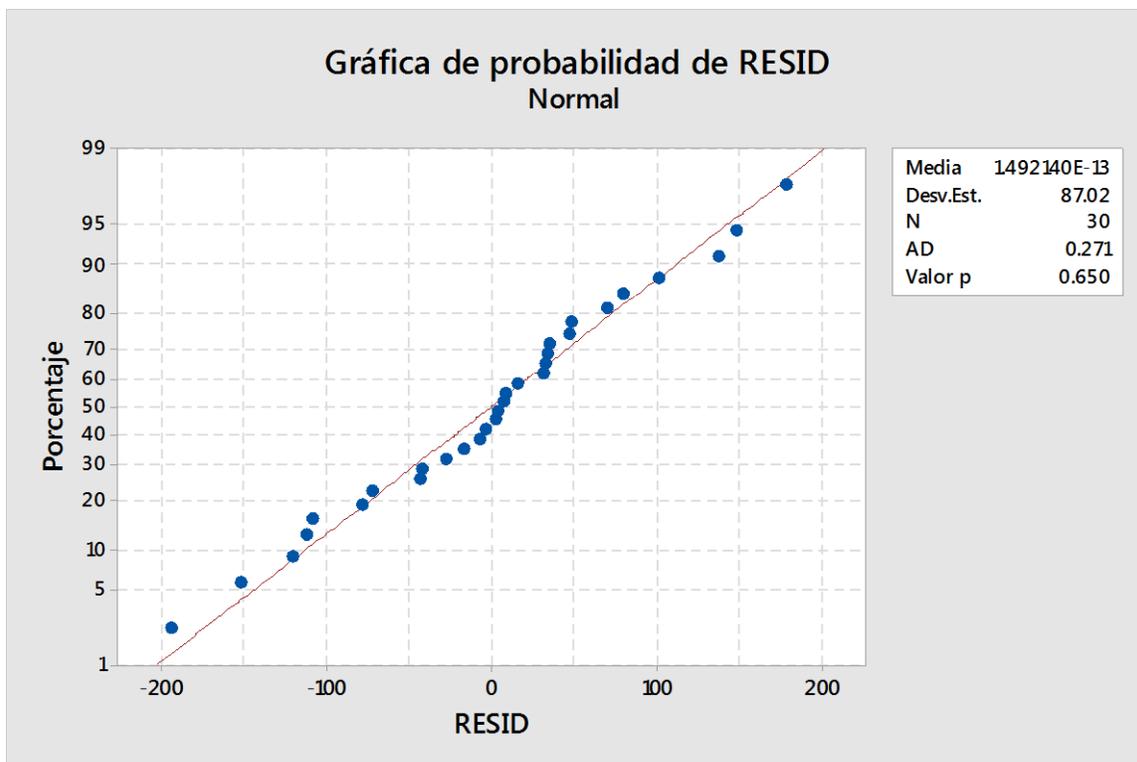
El valor p obtenido de 0,003 nos garantiza el cumplimiento del VMA del DQO en el tratamiento 3 con un alto nivel de significación.

2 DBO

2.1 VALIDEZ DE SUPUESTOS

A) PRUEBA ANDERSON DARLING DE NORMALIDAD DE ERRORES

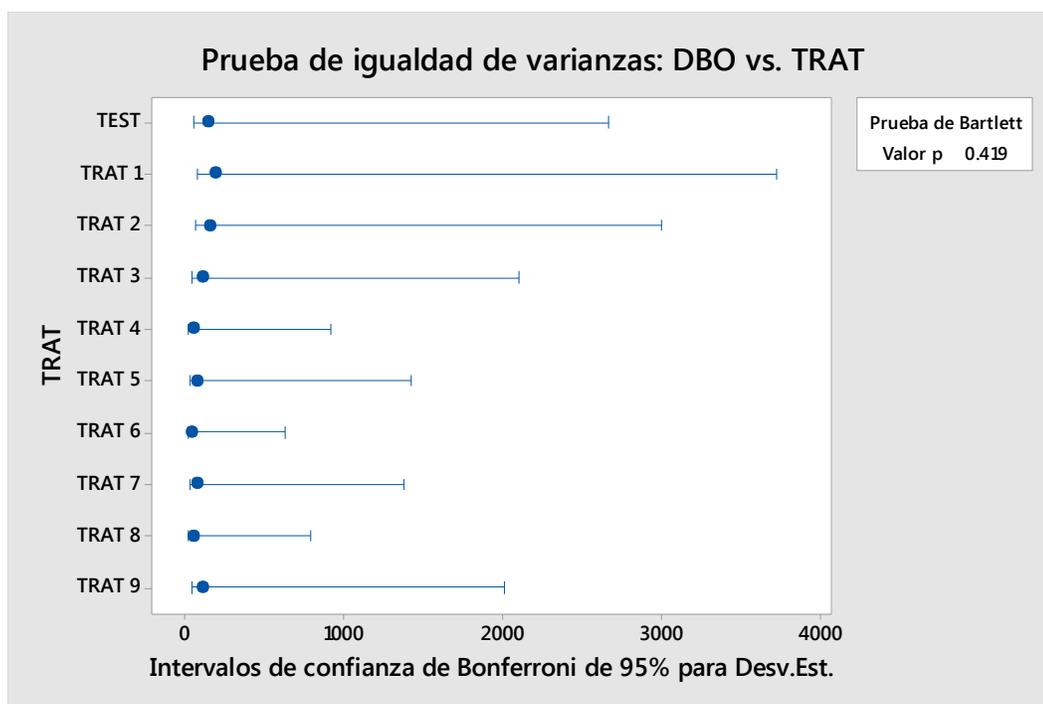
Luego de la obtención de los residuos se hizo en MINITAB la corrida de Anderson-Darling, obteniéndose la gráfica siguiente:



Se observa un valor p igual a 0.650 lo cual nos garantiza que si se cumple el supuesto de normalidad de errores.

B) PRUEBA DE BARTLETT DE HOMOGENEIDAD DE VARIANZAS

Luego de la obtención de los residuos se hizo en MINITAB la corrida de igualdad de varianzas de Bartlett, obteniéndose la gráfica siguiente:



Se observa un valor p de 0,419, lo cual nos garantiza que si se cumple el supuesto de homogeneidad de varianzas.

2.2 ANÁLISIS DE VARIANZA

Generamos la lista en MINITAB. El tratamiento 10 es el blanco, testigo o control. Los resultados obtenidos en el análisis de varianza se presentan a continuación:

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
TRAT	9	7893865	877096	79.36	0.000
Error	20	221041	11052		
Total	29	8114906			

El valor p obtenido (prácticamente 0) nos asegura que al menos un tratamiento difiere de los demás significativamente.

2.3 PRUEBA DE TUKEY

Con la finalidad de ver que tratamiento es más efectivo y también corroborar que los tratamientos ofrecen diferencias sustanciales en la calidad del agua tratada, se realiza la prueba de Tukey, la corrida se muestra a continuación:

Comparaciones por parejas de Tukey: TRAT

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95% ▾

TRAT	N	Media	Agrupación
TEST	3	1836.11	A
TRAT 2	3	201.97	B
TRAT 1	3	201.83	B
TRAT 3	3	178.53	B
TRAT 8	3	177.38	B
TRAT 9	3	117.67	B
TRAT 7	3	98.65	B
TRAT 5	3	92.22	B
TRAT 6	3	87.27	B
TRAT 4	3	53.83	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Observamos que los tratamientos no ofrecen diferencias entre sí, pero que todos si tienen diferencias significativas con el blanco (TEST), por lo cual deducimos que la acción limpiadora es efectiva.

2.4 PRUEBAS DE HIPÓTESIS PARA EVALUAR CUMPLIMIENTO DE ESTÁNDARES LEGALES (VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES)

Dado que todos los tratamientos demuestran una verdadera disminución de la DBO respecto a los valores sin tratamiento, con $n = 3$ unidades experimentales de cada tratamiento se realizó las pruebas t correspondientes respecto al VMA de 500 mg/L.

Las hipótesis a probar para cada tratamiento son:

$$H_0: \mu = 500 \text{ mg/L}$$

$$H_1: \mu < 500 \text{ mg/L}$$

Las pruebas t para cada tratamiento se muestran a continuación:

A) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 1:

T de una muestra: TRAT 1

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	202	186	108	516

μ : media de TRAT 1

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-2.77	0.055

El valor p obtenido de 0,055 NO nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 1.

B) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 2:

T de una muestra: TRAT 2

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	202,0	150,0	86,6	454,9

μ : media de TRAT 2

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-3.44	0.038

El valor p obtenido de 0,038 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 2.

C) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 3:

T de una muestra: TRAT 3

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	178.5	105.2	60.7	355.8

μ : media de TRAT 3

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$
Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-5.29	0.017

El valor p obtenido de 0,017 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 1.

D) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 4:

T de una muestra: TRAT 4

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	53.8	45.9	26.5	131.2

μ : media de TRAT 4

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$
Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-16.85	0.002

El valor p obtenido de 0,002 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 4.

E) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 5:

T de una muestra: TRAT 5

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	92.2	71.2	41.1	212.3

μ : media de TRAT 5

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-9.92	0.005

El valor p obtenido de 0,005 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 5.

Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 6:

T de una muestra: TRAT 6

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	87.3	31.5	18.2	140.4

μ : media de TRAT 6

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-22.67	0.001

El valor p obtenido de 0,001 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 6.

F) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 7:

T de una muestra: TRAT 7

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	98.6	68.5	39.6	214.2

μ : media de TRAT 7

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$
Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-10.15	0.005

El valor p obtenido de 0,005 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 7.

G) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 8:

T de una muestra: TRAT 8

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	177.4	39.1	22.6	243.3

μ : media de TRAT 8

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$
Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-14.30	0.002

El valor p obtenido de 0,002 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 8.

H) Prueba t para cumplimiento de VMA de DBO en el tratamiento 9:

T de una muestra: TRAT 9

Estadísticas descriptivas

N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media	Límite superior de 95% para μ
3	117.7	100.3	57.9	286.7

μ : media de TRAT 9

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \mu = 500$
Hipótesis alterna $H_1: \mu < 500$

Valor T	Valor p
-6.60	0.011

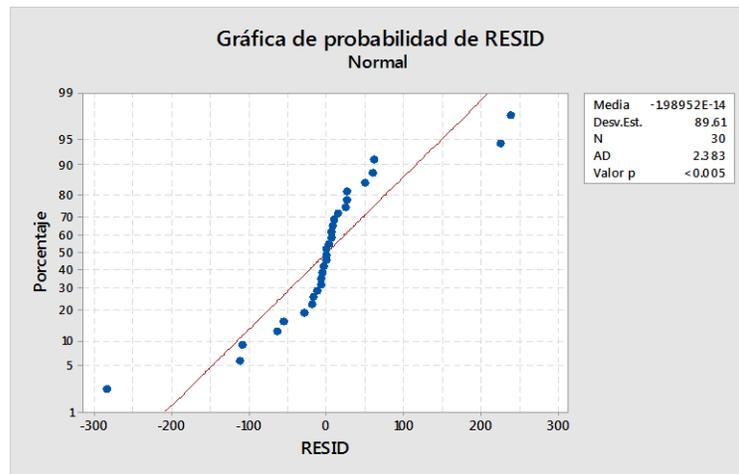
El valor p obtenido de 0,011 nos garantiza el cumplimiento del VMA de DBO en el tratamiento 9.

3 SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)

3.1 VALIDEZ DE SUPUESTOS

A) PRUEBA ANDERSON DARLING DE NORMALIDAD DE ERRORES

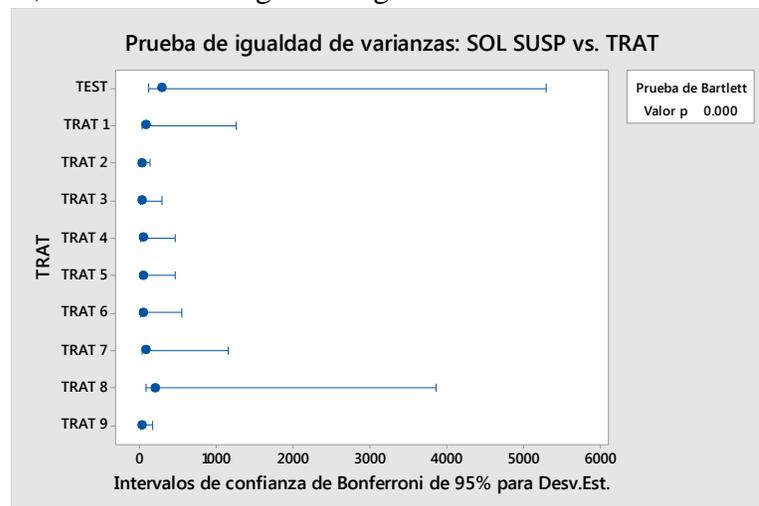
Luego de la obtención de los residuos se hizo en MINITAB la corrida de Anderson-Darling, obteniéndose la gráfica siguiente:



Se observa un valor p menor que 0,005, lo cual nos permite concluir que el supuesto de normalidad de errores NO SE CUMPLE.

B) PRUEBA DE BARTLETT DE HOMOGENEIDAD DE VARIANZAS

Luego de la obtención de los residuos se hizo en MINITAB la corrida de igualdad de varianzas de Bartlett, obteniéndose la gráfica siguiente:



Se observa un valor p prácticamente nulo, lo cual nos permite concluir que el supuesto de homogeneidad de varianzas NO SE CUMPLE.

3.2 ANÁLISIS DE VARIANZA NO PARAMÉTRICO – PRUEBA DE KRUSKAL WALLIS

Generamos la lista en MINITAB. El tratamiento 10 es el blanco, testigo o control. Los resultados obtenidos en el análisis de varianza se presentan a continuación:

Prueba

Hipótesis nula H_0 : Todas las medianas son iguales
 Hipótesis alterna H_1 : Al menos una mediana es diferente

GL	Valor H	Valor p
9	17.67	0.039

El valor p obtenido es menor que 0,05 y nos asegura que al menos un tratamiento difiere de los demás significativamente.

3.3 PRUEBA DE COMPARACIONES MÚLTIPLES

Con la finalidad de ver que tratamiento es más efectivo y también corroborar que los tratamientos ofrecen diferencias sustanciales en la calidad del agua tratada, se realiza la prueba de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis, la corrida se muestra a continuación:

Kruskal-Wallis: Conclusions

The following groups showed significant differences:

Datos

Groups	Z vs. Critical value	P-value
TEST vs. TRAT 3	2.96793 >= 2.845	0.003
TEST vs. TRAT 5	2.87518 >= 2.845	0.004
TEST vs. TRAT 9	2.87518 >= 2.845	0.004

Observamos diferencias significativas entre los tratamientos 3, 5 y 9 y el tratamiento 10 (blanco), por lo cual podemos establecer que en lo que respecta a los sólidos suspendidos totales, los tratamientos 3, 5 y 9 mejoran significativamente los niveles respecto al inicial.

3.4 PRUEBAS DE HIPÓTESIS PARA EVALUAR CUMPLIMIENTO DE ESTÁNDARES LEGALES (VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES)

Dado que los únicos tratamientos que demuestran una verdadera disminución de la SST respecto a los valores sin tratamiento son los tratamientos 3, 5 y 9, se realizaron 7 mediciones adicionales de muestras a las que se le aplicaron dichos tratamientos, es decir, 7 muestras con tratamiento 3, 7 muestras con tratamiento 5 y 7 muestras con tratamiento 9 adicionales, con la finalidad de tener $n = 10$ unidades experimentales de cada tratamiento para hacer un test de Wilcoxon óptimo respecto al VMA de 500 mg/L.

Las hipótesis a probar para cada tratamiento son:

$$H_0: Me = 500 \text{ mg/L}$$

$$H_1: Me < 500 \text{ mg/L}$$

El test de Wilcoxon para cada tratamiento se muestra a continuación:

A) Test de Wilcoxon para cumplimiento de VMA de SST en el tratamiento 3:

Prueba de clasificación con signos de Wilcoxon: TRAT 3 Método

η : mediana de TRAT 3

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Mediana
TRAT 3	10	19.55

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \eta = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \eta < 500$

Muestra	Número de prueba	Estadística de Wilcoxon	Valor p
TRAT 3	10	0.00	0.003

El valor p obtenido de 0,003 nos garantiza el cumplimiento del VMA de SST en el tratamiento 3 con un alto nivel de significación.

B) Test de Wilcoxon para cumplimiento de VMA de SST en el tratamiento 5:

Prueba de clasificación con signos de Wilcoxon: TRAT 5

Método

η : mediana de TRAT 5

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Mediana
TRAT 5	10	27.75

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \eta = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \eta < 500$

Muestra	Número de prueba	Estadística de Wilcoxon	Valor p
TRAT 5	10	0.00	0.003

El valor p obtenido de 0,003 nos garantiza el cumplimiento del VMA de SST en el tratamiento 5 con un alto nivel de significación.

C) Test de Wilcoxon para cumplimiento de VMA de SST en el tratamiento 9:

Prueba de clasificación con signos de Wilcoxon: TRAT 9

Método

η : mediana de TRAT 9

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Mediana
TRAT 9	10	16.3

Prueba

Hipótesis nula $H_0: \eta = 500$

Hipótesis alterna $H_1: \eta < 500$

Muestra	Número de prueba	Estadística de Wilcoxon	Valor p
TRAT 9	10	0.00	0.003

El valor p obtenido de 0,003 nos garantiza el cumplimiento del VMA de SST en el tratamiento 9 con un alto nivel de significación.

ANEXO 3: ANÁLISIS DEL LODO REMANENTE

Muestra de lodo residual tratado: 1708460

PROCEDENCIA : UNALM
TIPO DE ENVASE : BOTELLA DE VIDRIO
CANTIDAD DE MUESTRA : 01 muestra x 01 und. X 250 mL. aprox
ESTADO Y CONDICIÓN : En buen estado y cerrado
FECHA DE MUESTREO : 2017 – 08 – 03
FECHA DE RECEPCIÓN : 2017 – 08 – 03
FECHA DE INICIO DE ENSAYO : 2017 – 08 – 07

RESULTADOS DE ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO

Análisis Microbiológico	Muestra 1708460
Enumeración de coliformes totales (NMP/ml.)	< 3
Enumeración de coliformes fecales (NMP/ml.)	< 3

El valor < 3 indica ausencia de microorganismos en ensayo

Laboratorio de Ecología Microbiana
y Biotecnología “Marino Tabusso”
Universidad Nacional Agraria La Molina