

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS MEDIANTE EL USO DE LA QUITINA
COMO COAGULANTE NATURAL. CASO DE ESTUDIO: PARQUE
AMBIENTAL LOMA DE LOS COCOS DE LA CIUDAD DE CARTAGENA
DE INDIAS**



MANUEL RICARDO LAMBIS ORTIZ

**UNIVERSIDAD DE CARTAGENA
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE INGENIERÍA CIVIL
CARTAGENA DE INDIAS DT Y C
2015**

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS MEDIANTE EL USO DE LA QUITINA
COMO COAGULANTE NATURAL. CASO DE ESTUDIO: PARQUE
AMBIENTAL LOMA DE LOS COCOS DE LA CIUDAD DE CARTAGENA
DE INDIAS**



MANUEL RICARDO LAMBIS ORTIZ

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO
CIVIL**

DIRECTORA

MONICA ELJAIK URZOLA MSc.

GRUPO DE INVESTIGACIÓN MODELACIÓN AMBIENTAL (GIMA)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

SANEAMIENTO BÁSICO.

**UNIVERSIDAD DE CARTAGENA
FACULTAD DE INGENIERIA
PROGRAMA DE INGENIERIA CIVIL
CARTAGENA DE INDIAS DT Y C
2015**

NOTA DE ACEPTACION

Firma del director
MONICA ELJAIK URZOLA

Firma del jurado
EDGAR QUIÑONES BOLAÑOS

Firma del jurado
JAVIER MOUTHON BELLO

DEDICATORIA

A Dios todo poderoso por su guía.

A mis padres Manuel Lambis y Nelly Ortiz

A mis hermanos, a mi tía Fanny Ortiz y a mi Familia por su apoyo incondicional en
todo momento.

A mi alma mater y sus docentes, por una formación integral y calidez humana
recibida.

MANUEL RICARDO LAMBIS ORTIZ

AGRADECIMIENTO.

DOCENTES.

MONICAR STELLA ELJAIK URZOLA. MSc. Directora de Trabajo de Grado.

JAVIER ALEJANDRO MOUTHON BELLO. Ph.D. Evaluador.

EDGAR EDUARDO QUIÑONEZ BOLAÑOS. Ph.D. Evaluador.

LUIS ENRIQUE GUZMAN CARRILLO. Docente de Planta.

COLABORADORES

GRUPO DE INVESTIGACIÓN MODELACIÓN AMBIENTAL (GIMA).

A los jóvenes investigadores del grupo de investigación modelación ambiental Mary Guerra, Marco Franceshi, Jaime Fortich, Leydy Torres.

Los ingenieros Luis Guardiola, Katuska Bernal y Angle Camacho por su colaboración en con ensayos de laboratorio.

A los jóvenes investigadores Luis Gallo, Kevin Gonzales, y Oslí Jimeno por su gran apoyo en los ensayos experimentales.

FAMILIARES Y AMIGOS

Familia Lambis Ortiz

Familia Lambis Peña

Familia Ortiz Gomez

Amigos y compañeros.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	13
1. MARCO DE REFERENCIA	16
1.1. MARCO LEGAL.....	16
1.2. ESTADO DEL ARTE.....	18
1.3. MARCO TEÓRICO.....	20
1.3.1. Coagulación.	20
1.3.1.1. Partículas coloidales.....	21
1.3.1.2. La doble capa eléctrica.....	25
1.3.1.3. Etapas de la coagulación.	28
1.3.1.4. Mecanismos de coagulación predominantes.	29
1.3.1.5. Coagulantes.....	33
1.3.1.6. Coagulante natural.	34
1.3.1.7. Influencia del pH en la Coagulación.....	40
1.3.2.1. Mezcla rápida para coagulación por barrido.....	40
1.3.2.2. Mezcla rápida para coagulación por adsorción	41
1.3.3. Floculación.....	42
1.3.3.1. Factores que influyen en la floculación.	43
1.3.4. Característica de los lixiviados.....	43
1.3.4.1. Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	45
1.3.4.2. Color	50
1.4. ANTECEDENTES	50
2. OBJETIVOS	54
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	54
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	54
3. ALCANCE.....	55
4. METODOLOGÍA	58
4.1. TECNICAS DE RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN	58
4.1.1. Recolección de las muestras de lixiviados.....	58

4.1.2.	Caracterización de las muestras.	59
4.2.	DISEÑO EXPERIMENTAL	62
4.2.1.	Obtención de la quitina	62
4.2.2.	Descripción del equipo de prueba de jarras utilizado.	64
4.2.3.	Determinación del pH óptimo.	65
4.2.4.	Determinación de la dosis optima de coagulante.	68
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	70
5.1.	Monitoreo del lixiviado.....	70
5.2.	TEST DE JARRAS CON EL COAGULANTE DE SULFATO DE ALUMINIO.	71
5.2.1.	Determinación del pH optimo con coagulante de sulfato de aluminio.	71
5.2.2.	Determinación de la dosis optima con coagulante de sulfato de aluminio	73
5.3.	TEST DE JARRAS CON EL COAGULANTE DE QUITINA	75
5.3.1.	Determinación de la dosis optima con coagulante de quitina.	76
5.3.2.	Determinación del pH optima con coagulante de quitina.	78
6.	CONCLUSIONES.	81
7.	RECOMENDACIONES.	83
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	85

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Efecto al disminuir el tamaño de la esfera.	24
Tabla 2. Tiempo de formación del flóculo a diversos gradientes de velocidad.....	42
Tabla 3. Comparación de características típicas de los lixiviados de rellenos sanitarios	44
Tabla 4. Composición típica de la DQOFB en un ARU bruta.....	49
Tabla 5 Tabla de caracterización de lixiviado en el relleno sanitario	70
Tabla 6 Remoción de DQO y Color en ensayo determinación de pH optimo utilizando sulfato de aluminio.....	71
Tabla 7 Remoción de DQO y Color en ensayo determinación de dosis optima utilizando sulfato de aluminio.....	74
Tabla 8 Remoción de DQO y color en ensayo determinación de dosis optima utilizando quitina.....	76
Tabla 9 Remoción de DQO y color en ensayo determinación de pH optimo utilizando quitina.....	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de Tamaños de las partículas en el Agua.....	21
Figura 2. Configuración esquemática de la doble capa eléctrica.	26
Figura 3. Modelo de doble capa difusa de Stern–Gouy.....	27
Figura 4. Modelo esquemático del proceso de coagulación.	29
Figura 5. Coagulación por adsorción.	30
Figura 6. Potencial zeta en la coagulación por adsorción.	31
Figura 7. Coagulación de barrido o arrastre de partículas	32
Figura 8. Potencial zeta en la coagulación.	33
Figura 9. Estructura de la Quitina.	35
Figura 10. Ilustración esquemática de un mecanismo de floculación neutralización de la carga entre las partículas cargadas negativamente y un polímero catiónico.	38
Figura 11. Ilustración esquemática de electrostática mecanismo de floculación parche entre partículas cargadas negativamente y un polímero catiónico.	39
Figura 12. Fraccionamiento de la DQO afluente.	47
Figura 13. Fraccionamiento de la DQO AF según Henze et al. (1992).	48
Figura 14. Ubicación del relleno sanitario Loma de Los Cocos.	55
Figura 15. Flujograma del proyecto.	59
Figura 16. Reactor HI 839800 para calentar tubos de ensayos marca Hanna Instruments.	60
Figura 17. Fotómetro multiparamétrico HI83099 marca Hanna Instruments.....	60
Figura 18. Mini controlador de pH, BL931700 marca Hanna Instruments	61
Figura 19. Medición de pH en el lixiviado.	61
Figura 20. Proceso de secado de los caparazones de camarón.	62
Figura 21. Polvo de caparazones de camarón obtenido después de la molienda.	63
Figura 22. Proceso de desmineralización del polvo de caparazón de camarón.	63
Figura 23. Montaje del proceso de desproteinización química.	64
Figura 24. Montaje para prueba de jarras.	65

Figura 25. Remoción de solidos suspendidos, turbidez y DQO vs. pH para una dosis de $0.7 \text{ g Fe}^{+3} / \text{l}$	68
Figura 26. Efecto de la dosis de coagulante en la remoción de DQO y color de lixiviados de vertedero.	69
Figura 27. Resultados ensayo experimental determinación de pH optimo en el lixiviado utilizando sulfato de aluminio.....	72
Figura 28 Patrón de eliminación de color sin y con adición de $500 \text{ mg} / \text{l}$ de coagulante a diferentes valores de pH.....	73
Figura 29. Resultados ensayo experimental determinación de dosis optima en el lixiviado utilizando sulfato de aluminio.....	75
Figura 30. Resultados ensayo experimental determinación de dosis optimo en el lixiviado utilizando quitina.	77
Figura 31. Resultados ensayo experimental determinación de pH optimo en el lixiviado utilizando quitina.	79

RESUMEN.

En esta investigación, se estudió la capacidad del coagulante de natural de quitina como alternativa de tratamiento de los lixiviados del relleno sanitario “Loma de los Cocos” de la Ciudad de Cartagena. El objeto de esta investigación fue evaluar la eficiencia de remoción de los contaminantes orgánicos (DQO) en el tratamiento de lixiviados mediante el uso de un coagulante natural (Quitina) con el fin de proponer una alternativa para el tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario Loma de los Cocos de la ciudad de Cartagena. Para tal fin se utilizó el test de jarras convencional, alternativamente se evaluó la eficiencia de remoción del sulfato de aluminio (alumbre) como coagulante comparativo. Los experimentos sugirieron que la mejor condición de pH del lixiviado en la remoción de contaminantes fue de 4 para los dos coagulantes. Sin embargo los efectos de la dosis óptima para el coagulante químico de sulfato de aluminio fue de 6 g/l eliminando el 19.28% de DQO y el 73.87% de color. Por otra parte el coagulante de quitina alcanzo a remover el 12.69% de DQO y 47.26 de color con una dosis de 10 g/l. Lo cual es posible que existan mayores partículas disueltas que partículas coloidales presentes en el lixiviado del relleno sanitario “Loma de los Cocos” dado la naturaleza de estos, los procesos de coagulación y floculación podrán remover en este orden. Sin embargo se recomienda para investigaciones futuras realizar mayores estudios en la caracterización del lixiviado, realizar ensayos experimentales con un mayor número de dosis de coagulante y de pH del lixiviado.

Palabras claves: *coagulación, floculación, quitina, relleno sanitario,*

ABSTRACT.

In this investigation, we studied the ability of coagulant of natural chitin as an alternative to treatment of leachate from the landfill "Loma de los Cocos" from the city of Cartagena. The purpose of this research was to evaluate the efficiency of removal of organic pollutants (COD) in the treatment of leachate through the use of a natural coagulant (chitin) in order to propose an alternative for the treatment of leachate generated in the Loma of coconuts of Cartagena city landfill. For this purpose we used the conventional pitchers test, Alternatively we evaluated the efficiency of removal of sulphate of aluminum (alum) as coagulant comparative. The experiments suggested that the best condition of pH of the leachate in the removal of contaminants was 4 for the two coagulants. However the effects of the optimal dose for aluminum sulfate coagulant chemist was 6 g/l eliminating the 19.28% of cod and the 73.87% of colour. Moreover the coagulant of chitin reached to remove the 12.69% of cod and 47.26 color with a dose of 10 g/l. What is possible to exist major dissolved particles than colloidal particles present in the leachate filling health "Loma de los Cocos" given the nature of these, processes of coagulation and flocculation can remove in this order. However it is recommended for future research major studies on the characterization of the leachate, carry out experimental trials with a larger number of dose of coagulant and pH of the leachate.

Keywords: *coagulation, flocculation, chitin, landfill, natural coagulant*

INTRODUCCIÓN

La disposición en rellenos sanitarios es uno de los métodos más ampliamente aceptados en varios países para la eliminación de residuos sólidos urbanos (RSU), debido a sus menores costos de mantenimiento y operación (Syafalni et. al., 2012). El distrito de Cartagena ha destinado desde el año 2006 el relleno sanitario Loma de los Cocos ubicado a 14 km del casco urbano de la ciudad, para el vertimiento de los RSU. Actualmente se disponen alrededor de 27.000 toneladas mensuales residuos sólidos y existe una producción de 1 l/s de lixiviado los cuales se disponen cinco en piscinas o pondajes rectangulares (Fernandez Yepes & Torres Gil , 2012), impermeabilizados y cubiertos por geomembranas de alta densidad que tiene por objeto el almacenamiento y evaporación natural de los lixiviados, de manera alternativa también se implementa la recirculación sobre la corona del relleno.

Actualmente no se está realizando ningún tratamiento como lo exige el reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS – 2000 en el Título F, establece: *“Todo el líquido contaminante generado en el relleno sanitario debe tratarse antes de ser vertido en un cuerpo de agua, superficial o subterráneo, utilizando procesos de reconocida viabilidad técnica”* (Ministerio de Desarrollo Económico-Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico, 2000). Como consecuencia de la falta de tratamiento de los lixiviados se ha construido cinco piscinas que ocupan un área total de 2.10 ha en cinco años de operación del relleno los que significa en una piscina por cada año de operación, por lo que se requerirá más área que la disponible en el diseño del relleno sanitario. Los autores *Fernandez Yepes y Torres Gil* en el año del 2012, estudiaron el tratamiento de los lixiviados mediante columnas de adsorción de carbón activado del lixiviado generado en el relleno sanitario Loma de los Cocos, el cual resulto ser maduro debido a que presenta un índice de biodegradabilidad alrededor de 0.2 y una concentración de DQO de 2080 mg/l para época seca y 700 mg/l para época de lluvia.

De acuerdo con la edad del vertedero, los lixiviados se pueden clasificar en tres tipos: jóvenes, intermedios y viejos. Por lo general, los lixiviados viejos son catalogados como estabilizados y se caracteriza por una demanda relativamente baja de oxígeno químico (DQO) ($< 4000 \text{ mg/L}$), ligeramente básica ($\text{pH} > 7.5$) y baja biodegradabilidad ($\text{DBO}_5/\text{DQO} < 0.1$). Dada a la naturaleza toxica y baja biodegradabilidad de los lixiviados de edad, estos efluentes son difíciles de tratar y los procesos biológicos son totalmente ineficientes. Por lo tanto se requiere tecnologías alternativas basadas en las etapas físico-químicas. (Li et. al., 2010)

Los procesos de coagulación y floculación han sido ampliamente utilizados para eliminar contaminantes tales como DBO, DQO, solidos suspendidos totales (SST), metales pesados, color y nitrógeno en los lixiviados de vertedero antes de otro método. Investigaciones realizadas para el tratamiento de los lixiviados del vertedero de Penang (Malasia) reportan la utilización de un coagulante natural de suelo laterítico y un coagulante químico de sulfato de aluminio (alumbre) con una eficiencia de remoción de DQO de 65.7 % y 85.4 % respectivamente (Syafalni et. al., 2012). Entre los coagulantes naturales están los de origen orgánico que se encuentran en ciertas plantas; son de diversos tipos incluyen las semillas en polvo del árbol *Moringa olifeira*, tipos de arcilla tales como la bentonita, el polvo de pepas de durazno, las habas, penca de tuna y una de las más antiguas es la farinilla obtenida de la planta conocida como mandioca o yuca. (Okuda et. al., 2001), otra fuente de coagulante natural encontramos las conchas de crustáceos que por medio de métodos químicos obtenemos la Quitina utilizada ampliamente como coagulante en el tratamiento de aguas. En Colombia las principales empresas de proveedores de coagulantes son de origen químico por ejemplo Sulfo-Quimica S.A. ubicada en los departamentos de Cauca, Atlántico y Antioquia. Verde Total y Mantenitec E.U. son otras empresas reconocidas en el país dedicadas a la comercialización de quitina, ubicadas en la ciudad Bogotá y Cali respectivamente.

Se han realizado varios intentos de investigación para evaluar la utilización de coagulantes naturales en el tratamiento de agua cruda del Canal del dique actual fuente de abastecimiento de agua potable de la ciudad de Cartagena, *Villabona, Tejada, & Guzmán* en el 2013 estudiaron un coagulante natural obtenido de la tuna (*Opuntia ficus indica*) para la remoción de la turbidez y color en el tratamiento de agua cruda obteniendo como resultado una remoción de turbidez de 85.76% y a una dosis de coagulante de 50 mg/l aunque no cumple con los parámetros establecidos en la normativa colombiana Decreto 1575 de 2007 mostraron resultados similares reportados en la literatura.

Sin embargo no han sido explorados los procesos de coagulación y floculación para el tratamiento de lixiviados generados por el relleno sanitario Loma de los Cocos, sabiendo que existe disponibilidad en el medio de coagulantes naturales, lo que constituyen una ventaja teniendo en cuenta que utiliza tecnologías amigables con el medio ambiente en los procesos de obtención, sus recursos son renovables y es posible su adquisición a bajo costo.

El presente estudio tiene por objeto evaluar la eficiencia de remoción de los contaminantes orgánicos (DQO) en el tratamiento de lixiviados mediante el uso de un coagulante natural (Quitina) con el fin de proponer una alternativa para el tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario Loma de los Cocos de la ciudad de Cartagena.

1. MARCO DE REFERENCIA

1.1. MARCO LEGAL.

En Colombia, en materia de residuos sólidos, se tiene que según la resolución 1045 de 2003 promovida por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), por la cual se adopta la metodología para la elaboración de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos, PGIRS, los cuales se define como el conjunto ordenado de objetivos, metas, programas, proyectos y actividades, definidos por el ente territorial para la prestación del servicio de aseo, basado en la política de Gestión Integral de Residuos Sólidos, el cual se obliga a ejecutar durante un período determinado, basándose en un diagnóstico inicial, en su proyección hacia el futuro y en un plan financiero viable que permita garantizar el mejoramiento continuo de la prestación del servicio de aseo, evaluado a través de la medición de resultados.

Una solución a la problemática de la disposición final de los residuos sólidos consiste en la utilización de los *Rellenos Sanitarios* o *Vertederos*, que según la definición dada por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Social (MAVDT) son “ el lugar técnicamente seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería, para la confinación y aislamiento de los residuos sólidos en un área mínima, con compactación de residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados, y cobertura final” (Minambiente, 2005).

La resolución 1390 de 2005 establecen directrices y pautas para el cierre, clausura y restauración o transformación técnica a rellenos sanitarios de los sitios de disposición final además se prohíbe a los municipios disponer los residuos sólidos en cualquier sistema inadecuado de manejo de residuos, tales como botaderos a cielo abierto, enterramientos, quemas o depósito de los mismos en cuerpos de agua, y la Comisión

de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (CRA) a través de sus disposiciones en materia regulatoria ha señalado que el relleno sanitario es el único sistema de disposición final a reconocer en la tarifa del servicio de aseo (SSPD, 2008).

La recolección y posterior tratamiento de los residuos generados por las actividades humanas diarias es un tema extenso, constantemente a nivel mundial son desarrollados estudios e investigaciones encaminados a presentar avances e innovaciones respecto al tema; en la República de Colombia, el servicio de aseo comprende la adecuada recolección y disposición de residuos en lugares apropiados, éste es un servicio público y cuya prestación es responsabilidad del Estado, el cual por medio de las Alcaldías de cada localidad o municipio, gestiona el ofrecimiento de rellenos sanitarios o vertederos para la disposición final de los residuos sólidos, sea por cuenta propia o por medio de licitaciones a empresas privadas, conforme a lo estipulado en la ley 99 de diciembre 22 de 1993 y el Decreto 1713 de 2002 (Noguera & Olivero, 2010).

El reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS – 2000 exige en el Título F, establece: *“Todo el líquido contaminante generado en el relleno sanitario debe tratarse antes de ser vertido en un cuerpo de agua, superficial o subterráneo, utilizando procesos de reconocida viabilidad técnica”* (Ministerio de Desarrollo Económico-Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico, 2000)

En el decreto 3930 de 2010 que tiene por objeto establecer las disposiciones relacionadas con los usos del recurso hídrico, el ordenamiento del recurso hídrico y los vertimientos al recurso hídrico, al suelo y a los alcantarillados, mediante el cual el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial fijará los parámetros y los límites máximos permisibles de los vertimientos a las aguas superficiales, marinas, a los sistemas de alcantarillado público y al suelo.

1.2. ESTADO DEL ARTE

Investigaciones realizadas por *Syafalni y otros* en el 2012 para el tratamiento de lixiviados estabilizado del vertedero de Penang en Malasia con el fin de evaluar la capacidad de los suelos lateríticos¹ como coagulante y comparando con un coagulantes químicos comercial (alumbre), en este estudio se utilizó la prueba jarras convencionales para determinar la dosis óptima de coagulante y pH. El valor de pH óptimo fue de 2.0, mientras que 14 g/l de coagulante suelo de lateríticos era suficiente para la eliminación de 65.7% de DQO, 81.8% de color y 41.2% de nitrógeno amoniacal. Por el contrario, el pH óptimo y la dosis de coagulante para el alumbre fue de 4.8 y 10 g/l respectivamente, donde se removi6 el 85.4% de DQO, 96.4% de color y 47.6% de nitr6geno amoniacal, la relaci6n del 6ndice de Volumen de Lodos (IVL) del alumbre y coagulante de suelo later6tico fue de 53:1, lo que indica que se produjo menos lodos y el coagulante de suelo later6tico es un producto respetuoso con el medio ambiente. Por lo tanto, coagulante de suelo later6ticos puede ser considerado como una alternativa viable en el tratamiento de los lixiviados de vertedero. (*Syafalni et al., 2012*).

Dentro de los estudios realizados por *Abdul Aziz y otros* en el 2007 investigaron la eficacia de los procesos de coagulaci6n y floculaci6n para la eliminaci6n del color en el lixiviado del vertedero Pulau Burung, Malasia. Se estudiaron cuatro tipos de coagulante, sulfato de aluminio (alumbre), Cloruro f6rrico, sulfato ferroso y sulfato f6rrico usando el test de prueba de jarra estandar. Los resultados indicaron que el cloruro f6rrico fue superior a los otros coagulantes y se retira 94% del color a una dosis 6ptima de 800 mg/l y un pH 6ptimo de 4. Los resultados de este estudio sugieren que el cloruro f6rrico podr6a ser un coagulante viable en la remoci6n de color en los lixiviados de vertedero.

¹ Suelo lateririco: es suelo propio de las regiones c6lidas, caracterizado por la pobreza de s6lice y su elevado tenor en hierro y al6mina.

De igual manera el proceso de coagulación y floculación son ampliamente utilizados para el tratamiento de los lixiviados maduros antes de otro tratamiento como son reportados en la literatura por *Li, Hua, Zhou, Zhang, y Li* en el 2010 que llevaron a cabo el estudio de los procesos de coagulación-floculación y combinando la adsorción con polvo de carbón activado (PCA), el cual fue un método eficaz de tratamiento para los lixiviados de vertedero estabilizado de Tianjin, China. En los experimentos de coagulación-floculación, utilizaron como coagulante el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloruro férrico (FeCl_3), cloruro de polialuminio (CIPA), y sulfato de polyferrico (SPF) como coagulantes para estudiar las condiciones óptimas para la eliminación de los DQO, SS y turbidez por medio del ensayos de jarras. Entre los coagulantes probados, la (SPF) con una dosis optima de coagulante de 0.3 g de Fe^{3+} /l mostró la más alta eficiencia de eliminación de DQO (70%), eficiencia de eliminación de SS (93%), la eficiencia de eliminación de la turbidez (97%), la reducción de la toxicidad (74%) y el menor volumen de lodos (32 ml). Los experimentos de adsorción sugirieron que la dosis de PAC = 10 g/l y el tiempo de contacto de 90 min eran las condiciones de trabajo apropiadas. Bajo la condición óptima, las eficiencias de eliminación de DQO, Pb, Fe y la toxicidad de los lixiviados de vertedero estabilizada eran hasta 86%, 97.6%, 99.7% y 78%, respectivamente, por el procesos combinados de coagulación-floculación y adsorción.

Los estudios experimentales presentados por los autores *Wanga, Zhanga, Lina, Denga, Taob, & Zhuob* en el 2002, muestran el efecto del tratamiento de lixiviados del vertedero Wuhan Qingshan (China) por procesos de coagulación-floculación y foto-oxidación. Se compararon los efectos de diferentes dosis de los valores de pH y coagulantes diferentes en los procesos de coagulación. Utilizaron como coagulante el hexahidrato de cloruro de Hierro (III) ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) después de la agitación se combinó con diferentes concentraciones de oxalato de sodio ($\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$) para ser tratado por foto-oxidación utilizando una lámpara de mercurio. Los resultados experimentales muestran que en el intervalo de pH de 3-8, más bajo es el valor de pH,

mayor será la eficiencia del tratamiento. Una eliminación del 24% de DQO se puede lograr mediante la adición de 1000 mg/l FeCl_3 . Una eliminación de 31% de la DQO se puede alcanzar después de 4 h de irradiación sola, y una eliminación de 64% de la DQO se puede alcanzar después de 4 h de irradiación a pH 3 con la adición de 500 mg/l $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

1.3. MARCO TEÓRICO

1.3.1. Coagulación.

El agua puede contener una variedad de impurezas, solubles e insolubles; entre estas últimas destacan las partículas coloidales, las sustancias húmicas y los microorganismos en general. Tales impurezas coloidales presentan una carga superficial negativa, que impide que las partículas se aproximen unas a otras y que las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad

La coagulación se lleva a cabo generalmente con la adición de sales de aluminio y hierro. Este proceso es resultado de dos fenómenos:

- El primero, esencialmente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. Este proceso depende de la concentración del coagulante y el pH final de la mezcla.
- El segundo, fundamentalmente físico, consiste en el transporte de especies hidrolizadas para que hagan contacto con las impurezas del agua.

Este proceso es muy rápido, toma desde décimas de segundo hasta cerca de 100 segundos, de acuerdo con las demás características del agua: pH, temperatura, cantidad de partículas, etcétera. Se lleva a cabo en una unidad de tratamiento denominada *mezcla rápida*. De allí en adelante, se necesitará una agitación relativamente lenta, la cual se realiza dentro del floculador. En esta unidad las

partículas chocarán entre sí, se aglomerarán y formarán otras mayores denominadas *flóculos*.

1.3.1.1. Partículas coloidales.

Las partículas coloidales en el agua por lo general presentan un diámetro entre 1 y 1.000 milimicrómetros y su comportamiento depende de su naturaleza y origen. En términos generales, los denominados coloides presentan un tamaño intermedio entre las partículas en solución verdadera y las partículas en suspensión. La Figura 1 ilustra sobre el tamaño aproximado de las partículas y su distribución.

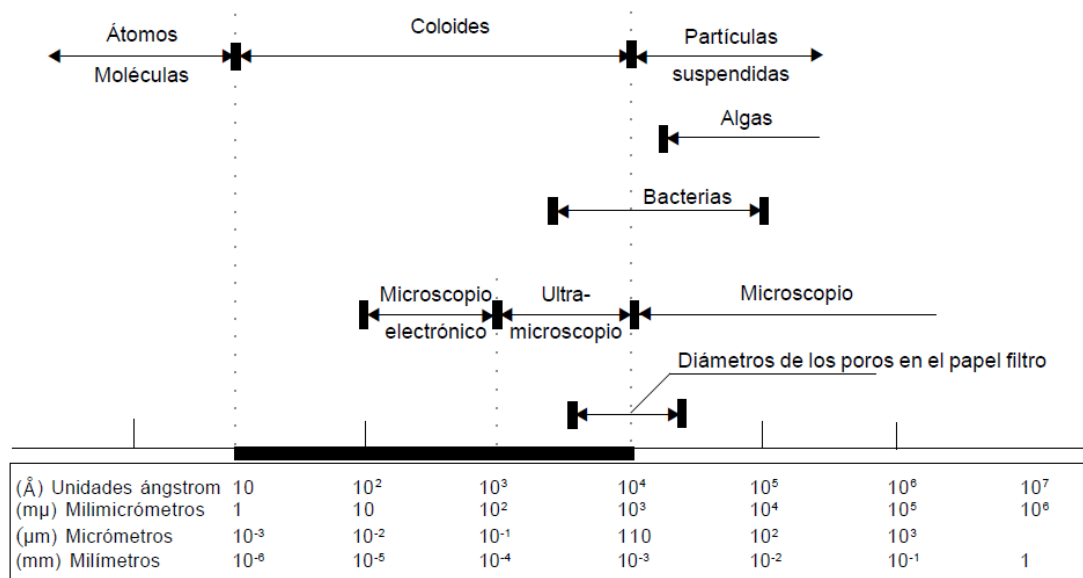


Figura 1. Distribución de Tamaños de las partículas en el Agua.

Fuente: (De Vargas, 2004)

Dependiendo de su afinidad con el agua, los coloides se dividen en hidrofóbicos e hidrofílicos. Los coloides hidrofílicos tienen la habilidad de reaccionar espontáneamente con el agua para formar suspensiones coloidales, las cuales pueden ser deshidratadas y convertirse en el material original o redispersas repetidamente; por ello se les llama coloides reversibles. Los coloides hidrofóbicos se obtienen

generalmente por medios físicos o químicos; no se dispersan espontáneamente en el agua y por ello se les llama coloides irreversibles.

En la coagulación los coloides hidrofílicos reaccionan químicamente con el agua y con los coagulantes; los hidrofóbicos no reaccionan con el agua y su coagulación se logra predominantemente por reacciones físicas y no químicas. En los coloides hidrofílicos la estabilidad se mantiene por la hidratación, pues las moléculas de agua son atraídas a la superficie de las partículas y actúan como una barrera para el contacto entre ellas. En los hidrofóbicos la estabilidad es predominante un fenómeno eléctrico envolvente a dicha superficie.

Las principales propiedades que definen el comportamiento de los coloides en el agua son las cinéticas, ópticas, de superficie y electrocinéticas.

- **Propiedades cinéticas.**

Las cinéticas son las propiedades que definen el comportamiento de las partículas coloidales referidas a su movimiento en el agua.

El movimiento contante e irregular que presenta las partículas coloidales dentro de la fase líquida es denominado *movimiento browniano*. La teoría cinética explica este fenómeno como resultado del bombardeo desigual y casual de las partículas en suspensión por las moléculas del líquido. Al elevarse la temperatura del líquido, las moléculas adquieren mayor energía cinética y aumenta el movimiento browniano. Es importante recordar que el movimiento browniano solo puede explicar la estabilidad de las dispersiones coloidales más pequeñas. Para tamaños de partículas mayores, los factores más importantes son las corrientes de convección termal y las velocidades bajas de sedimentación.

Debido al movimiento browniano (es decir, al movimiento constante de las moléculas o partículas en el agua), las partículas coloidales tienden a dispersarse por todas partes en el sistema hídrico. A este fenómeno se le llama *difusión*. Como es de

esperarse, la velocidad de difusión es menor que la velocidad media de las partículas en el movimiento browniano.

La ósmosis es el flujo espontáneo que se produce cuando un disolvente (agua) atraviesa una membrana que la separa de un sistema coloidal (agua + coloides). Esta membrana es permeable al solvente pero no a los coloides; por tanto, la dilución puede ocurrir únicamente con el movimiento del solvente hacia el sistema coloidal a través de la membrana.

Este fenómeno ocurre en forma espontánea. Al transporte del solvente hacia la solución se le denomina *flujo osmótico*. A la presión hidrostática necesaria para detener el flujo osmótico, que alcanza así un estado de equilibrio, se le denomina *presión osmótica*.

- **Propiedad óptica: Efecto Tyndall-Faraday.**

El efecto Tyndall-Faraday es un fenómeno por el cual las partículas coloidales provocan la dispersión de la luz cuando esta pasa a través de una suspensión coloidal. Esta dispersión es directamente proporcional al tamaño de las partículas.

La determinación nefelométrica de la turbiedad utiliza el efecto de Tyndall-Faraday para su medición. Cabe destacar, sin embargo, que por la naturaleza de la medición, la turbiedad no se relaciona con el número de partículas que la provocan, ni siquiera con la masa total.

- **Propiedad de superficie: adsorción.**

Como se puede comprobar en la Tabla 1, las partículas coloidales se caracterizan por tener una gran superficie específica, definida como la relación entre el área superficial y la masa. Nótese el efecto de la disminución del tamaño de las esferas sobre el área total superficial y el tiempo de sedimentación requerido. La gran superficie específica

da a los coloides una gran capacidad de adsorción y, por tanto, no resulta práctico sedimentar las partículas coloidales sin tratamiento químico previo.

Tabla 1. Efecto al disminuir el tamaño de la esfera.

Diámetro de la partícula (mm)	Escala de Tamaños	Área Superficial Total^a	Tiempo requerido para sedimentar^b
10	Grava	3.15 cm ²	0.3 s
1	Arena gruesa	31.50 cm ²	3.0 m/s
0.1	Arena fina	315 cm ²	38 s
0.01	Sedimento	3150 cm ²	33 min
0.001	Bacteria	3.15 m ²	55 horas
0.0001	Partícula coloidal	31.5 m ²	230 días
0.00001	Partícula coloidal	0.283 ha	6.3 años
0.000001	Partícula coloidal	2.83 ha	63 años

^a Área de partículas del tamaño indicado, producida a partir de una partícula de 100 mm de diámetro y gravedad específica de 2.65.

^b Cálculos basados en esferas con gravedad específica de 2,65 que sedimentan 30 cm.

Fuente: (De Vargas, 2004)

- **Propiedad electrocinética: electroforesis**

La electroforesis es un fenómeno que permite demostrar que las partículas coloidales tienen carga eléctrica. Consiste en hacer pasar una corriente directa a través de una solución coloidal, experimento que permite observar que las partículas son atraídas por el electrodo positivo o por el negativo, lo que demuestra que poseen carga eléctrica. Este fenómeno es muy importante porque permite comprender la estabilidad de las dispersiones coloidales. Por lo general, los coloides presentan carga negativa; es decir, en la electroforesis son atraídos por el electrodo positivo.

Una celda de electroforesis permite calcular el potencial zeta de un sistema coloidal, que es una función de la densidad de las cargas absorbidas, y se mide en milivoltios. Frecuentemente, el potencial zeta se encuentra entre 30 y 40 milivoltios, cuando un coloide es estable. Cuando cae a menos de 15 o 20 milivoltios, es posible la coagulación y el coloide tiende a sedimentar.

- **Estabilidad e inestabilidad de los coloides.**

Las suspensiones coloidales están sujetas a ser estabilizadas y desestabilizadas. Entre las fuerzas de estabilización o repulsión podemos mencionar las siguientes:

- a) La carga de las partículas.
- b) La hidratación, que generalmente es importante para los coloides hidrofílicos, aunque tienen menor importancia en este caso.

Los factores de atracción o desestabilización son los siguientes:

- a) La gravedad. Es insignificante en la desestabilización de las partículas coloidales y, por lo tanto, no se tratará con mayor detalle.
- b) El movimiento browniano. Permite que las partículas entren en contacto, lo que constituye un requerimiento para la desestabilización.
- c) La fuerza de Van der Waals. Una fuerza débil de origen eléctrico, postulada por primera vez por el químico holandés Johannes Diderick van der Waals. Es un factor muy importante, pues constituye la principal fuerza atractiva entre las partículas coloidales. Estas fuerzas siempre atractivas, que decrecen rápidamente con la distancia, se deben a la interacción de dipolos permanentes o inducidos en las partículas.

1.3.1.2. La doble capa eléctrica.

El sistema coloidal no presenta carga eléctrica “líquida” debido a que la carga de superficie negativa es balanceada con los iones de carga contraria presentes en el agua. La Figura 2 muestra una representación esquemática de una partícula coloidal negativa con una nube de iones alrededor de la misma.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

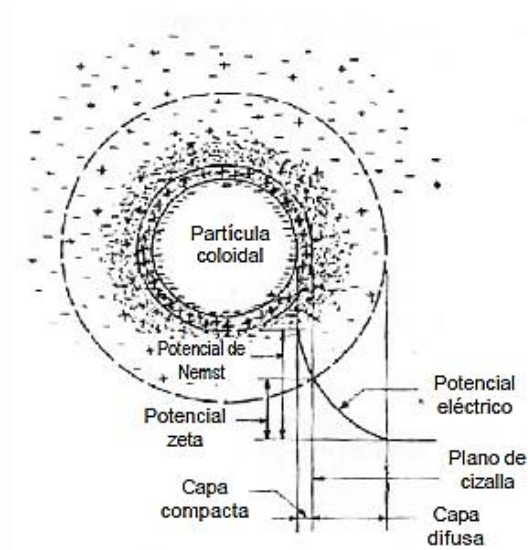


Figura 2. Configuración esquemática de la doble capa eléctrica.

Fuente: (De Vargas, 2004)

Como la superficie de la partícula es negativa, hay un cúmulo de iones positivos en la región de interfaz (sólido-líquido) que forman, junto con la carga negativa de la partícula, la doble capa eléctrica, también denominada *capa compacta*. Los iones negativos se aproximan a la capa compacta y atraen iones positivos; así se forma la *capa difusa*, que engloba a la primera.

En realidad, la capa difusa resulta de la atracción de iones positivos, de la repulsión electrostática de iones negativos (con la misma carga de la partícula) y la difusión térmica.

Se tiene, por tanto, una concentración elevada de iones positivos próximos a la superficie del coloide, también denominada *capa de Stern*, a partir de la cual se forma la capa difusa, en la cual la concentración de iones es menor.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

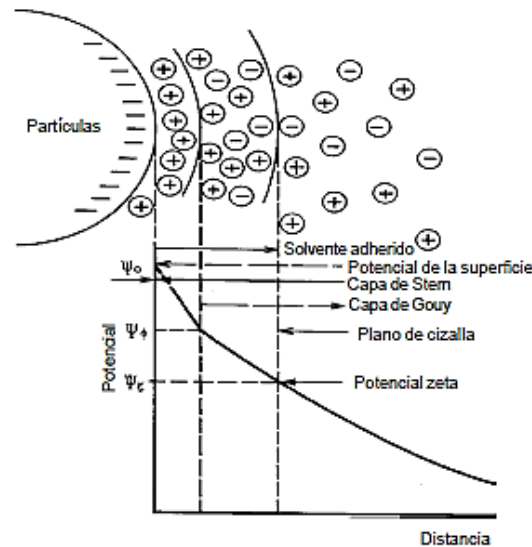


Figura 3. Modelo de doble capa difusa de Stern–Gouy

Fuente: (De Vargas, 2004)

Se han propuesto varios modelos para explicar la doble capa eléctrica. Quizás el modelo que explica mejor este fenómeno es el de doble capa difusa de Stern-Gouy (Figura 3).

En este modelo hay tres potenciales de interés:

- a) El potencial ψ_0 en la superficie coloidal. Es un potencial eléctrico creado por la presencia del coloide en el agua, que disminuye con la distancia, a partir de la superficie del mismo, donde es máximo. Se le denomina potencial de Nernst.
- b) El potencial ψ_ϕ (Phi), en el interior de la superficie de la doble capa, donde comienza la capa difusa.
- c) El potencial ψ_ζ (Zeta) en el plano de cizalla.

Según Stern, existe una distancia mínima entre la superficie del coloide y los iones de carga contraria (positivos), en la cual el potencial eléctrico decrece linealmente; en seguida la disminución resulta exponencial y pasa por la frontera entre la capa

compacta y la difusa, lugar en que el potencial eléctrico, según Lykema, es designado potencial zeta. El concepto de ese potencial está asociado a la aplicación de la diferencia de potencial en una muestra de agua que contiene coloides negativos, de tal forma que una cierta porción del medio, en torno de la partícula, camine junto con esta al electrodo positivo, lo que caracteriza al *plano de la cizalla*.

1.3.1.3. Etapas de la coagulación.

Considerando la discusión teórica que antecede, Stumm y O'Melia identificaron varias etapas en el proceso de coagulación.

- 1) Hidrólisis de los iones metálicos multivalentes y su consecuente polimerización hasta llegar a especies hidrolíticas multinucleadas.
- 2) Adsorción de las especies hidrolíticas en la interfaz de la solución sólida para lograr la desestabilización del coloide.
- 3) Aglomeración de las partículas desestabilizadas mediante un puente entre las partículas que involucra el transporte de estas y las interacciones químicas.
- 4) Aglomeración de las partículas desestabilizadas mediante el transporte de las mismas y las fuerzas de Van der Waals.
- 5) Formación de los flóculos.

Precipitación del hidróxido metálico. Algunas de estas etapas ocurren secuencialmente. Otras coinciden parcialmente y otras incluso pueden ocurrir simultáneamente. Se puede suponer que las diferentes etapas de la reacción pueden resultar controlables en un cierto porcentaje, bajo diversas condiciones químicas (Figura 4).

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

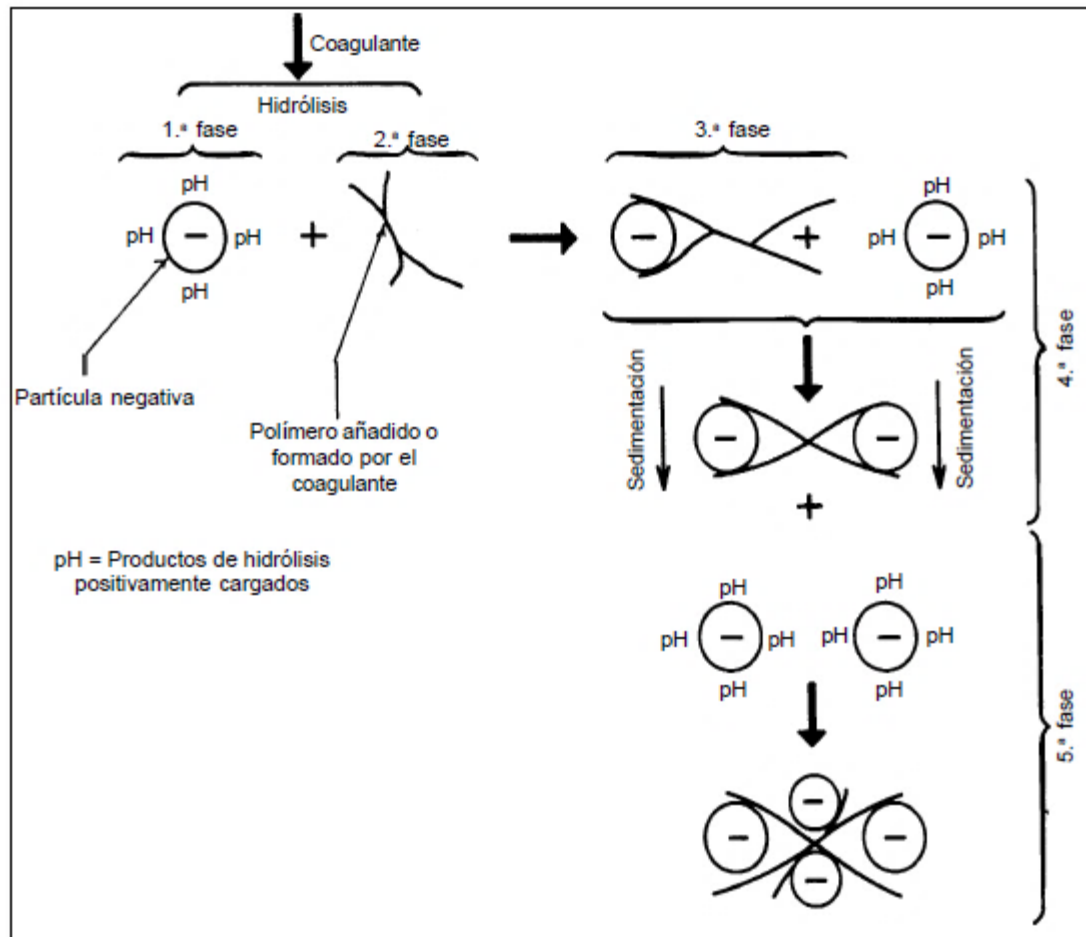


Figura 4. Modelo esquemático del proceso de coagulación.

Fuente: (De Vargas, 2004)

1.3.1.4. Mecanismos de coagulación predominantes.

La coagulación mediante sales inorgánicas se produce predominantemente por medio de dos mecanismos:

- 1) Adsorción de las especies hidrolíticas por el coloide, lo que provoca la neutralización de la carga.
- 2) coagulación de barrido, en la que se producen las interacciones entre el coloide y el hidróxido precipitado.

- **Coagulación por adsorción.**

Cuando se agrega sulfato de aluminio al agua en condiciones especiales de dosis de coagulante y pH, se forma una serie de especies solubles hidrolizadas. Las especies hidrolizadas que se forman son Al^{+3} , $Al(OH)^{+2}$, $Al_8(OH)_{20}^{+4}$ y $Al(OH)_4$, las cuales son tomadas a menudo para representar todo el sistema.

Estas especies hidrolizadas se adhieren o forman complejos superficiales con los grupos Silanol (= SiOH) y el coloide, y lo desestabilizan, lo que permite la formación de flóculos (Figura 5).

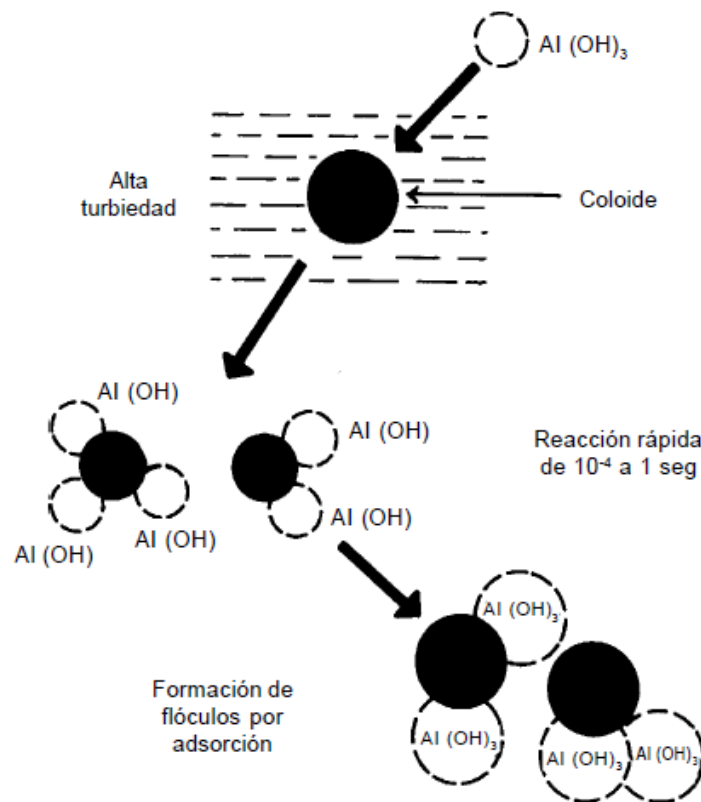


Figura 5. Coagulación por adsorción.

Fuente: (De Vargas, 2004)

Este mecanismo es denominado neutralización de carga (también se lo llama de desestabilización-adsorción).

Cuando la cantidad de coloides presente en el agua es grande, la distancia entre ellos es pequeña. Por lo tanto, es mayor la fuerza de atracción y la energía requerida para su desestabilización menor, así como el potencial zeta resultante (Figura 6).

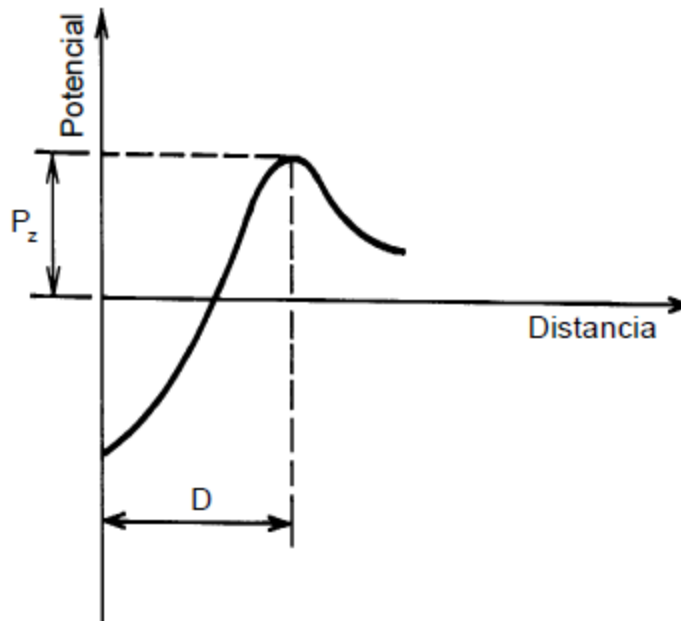


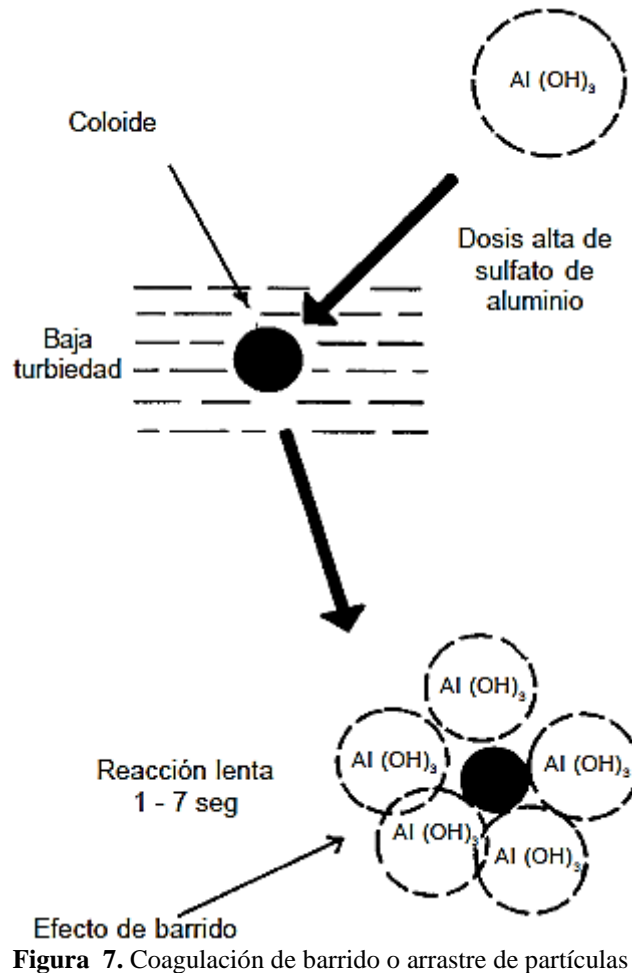
Figura 6. Potencial zeta en la coagulación por adsorción.

Fuente: (De Vargas, 2004)

- **Coagulación por barrido.**

Con dosis de alúmina suficientemente altas, se forma un precipitado de hidróxido de aluminio que físicamente arrastra de la suspensión a las partículas coloidales, por lo que se denomina *coagulación de barrido*. Este mecanismo se muestra esquemáticamente en la Figura 7, donde se evidencia que la coagulación de las partículas coloidales en el tratamiento del agua es controlada principalmente por la química del hidróxido de aluminio y sus especies hidrolíticas precursoras.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias



Fuente: (De Vargas, 2004)

Este tipo de coagulación se presenta normalmente cuando el agua es clara y el porcentaje de partículas coloidales es pequeño. En este caso, las partículas son atrapadas al producirse una sobresaturación de precipitado de hidróxido de aluminio.

Debido a que la distancia entre las partículas es mayor, las fuerzas de atracción son menores y se requiere mayor cantidad de coagulante y energía para desestabilizarlas, lo que aumenta el potencial zeta y el tiempo de reacción, que puede llegar hasta 7 segundos (Figura 8).

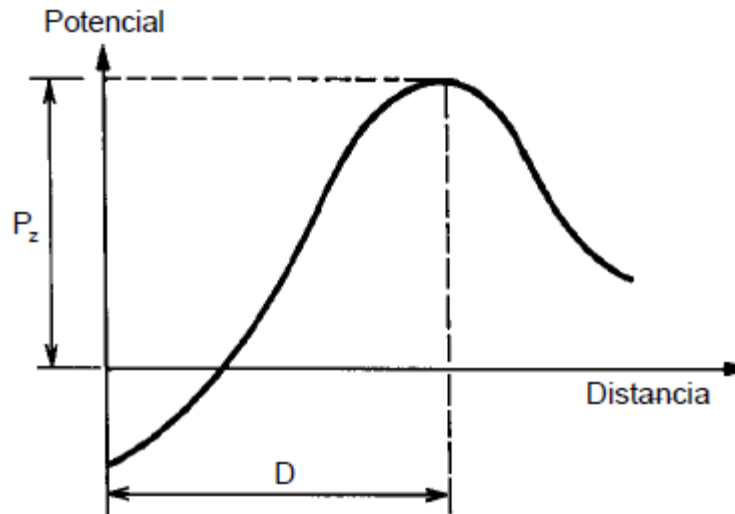


Figura 8. Potencial zeta en la coagulación.

Fuente: (De Vargas, 2004)

1.3.1.5. Coagulantes.

En general, podemos decir que coagulantes son aquellos compuestos capaces de formar un *floc* y que pueden efectuar coagulación al ser añadidos al agua. Por otra parte, ayudas de coagulación son sustancias que producen poco o ningún *floc* al ser usadas solas, pero mejoran los resultados obtenidos con simples coagulantes. Entre los productos químicos más usados como coagulantes en el tratamiento de las aguas son el sulfato de aluminio, el cloruro férrico, el sulfato ferroso y férrico y el cloro-sulfato férrico siendo el sulfato de aluminio el más utilizado.

- **Sulfato de aluminio.**

El sulfato de aluminio es el coagulante estándar usado en el tratamiento de aguas y puede estar en forma sólida o líquida. La sólida se presenta en placas compactas, gránulos de diverso tamaño y polvo. Su fórmula teórica es $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$.

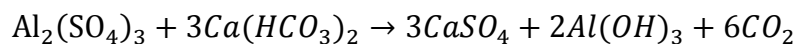
Su concentración se define, en general, por su contenido en alúmina, expresada en Al_2O_3 , es decir, 17% aproximadamente. La densidad aparente del sulfato de aluminio en polvo es del orden de 1000 kg/m³.

El contenido en alúmina Al_2O_3 de la forma líquida fluctúa generalmente entre 8 y 8.5%; es decir, 48 a 49% en equivalente polvo o también 630 a 650 g de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ por litro de solución acuosa.

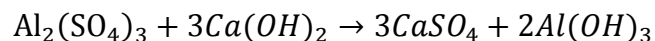
El sulfato de aluminio es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas son muy ácidas; su pH varía entre 2 y 3.8, según la relación molar sulfato/alúmina. Por esta razón, su almacenamiento debe hacerse en un lugar seco, libre de humedad. Es necesario tener en cuenta esta tendencia ácida para la preparación de las soluciones y los empaques para su distribución, y emplear, por lo general, materiales de plástico.

Principales reacciones del sulfato de aluminio con la alcalinidad:

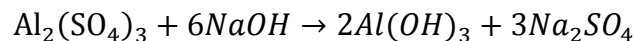
- 1) Sulfato de aluminio (líquido o sólido):



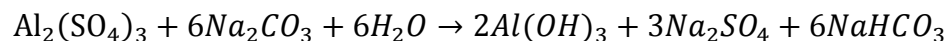
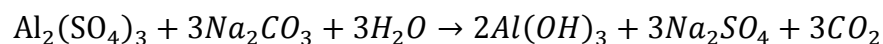
- 2) Sulfato de aluminio + cal



- 3) Sulfato de aluminio + soda cáustica:



- 4) Sulfato de aluminio + carbonato sódico:



1.3.1.6. Coagulante natural.

Entre los coagulantes naturales están los de origen orgánico que se encuentran en ciertas plantas; son de diversos tipos incluyen semillas en polvos del árbol moringa

olifeira, tipos de arcillas como bentonita, el polvo de pepas de durazno, las habas, penca de tuna y una de las más antiguas es la fariña obtenida de la planta conocida como mandioca o yuca (Okuda, Baes, Nishijima, & Okada, 2001). Otro tipo de coagulante natural explorados recientemente es la quitina un polisacárido extraído de los crustáceos, insectos y hongos con un alto contenido de grupos funcionales de amino e hidroxilo que muestran un alto potencial de adsorción de diversos contaminantes (Bhatnagar & Sillanpää, 2009).

- **Quitina**

La Quitina se descubrió por primera vez por el profesor francés, Henri Braconnot, en 1811. La quitina contiene 2-acetamido-2-desoxi- β -D-glucosa a través de una β (1 \rightarrow 4) de ligamiento (Figura 9). La quitina es la fibra natural más abundante al lado de la celulosa y es similar a la celulosa en muchos aspectos. La fuente más abundante de la quitina es el caparazón de cangrejo y camarones.

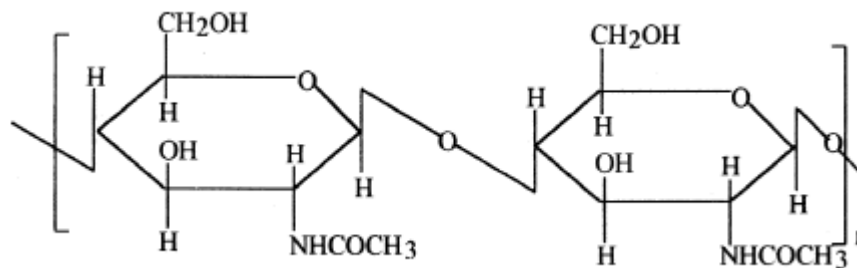


Figura 9. Estructura de la Quitina.

Fuente: (R. Jayakumar, M. Prabakaran, S.V. Nair, S. Tokura, H. Tamura, & N. Selvamurugan, 2010)

La quitina se produce en una amplia variedad de especies, a partir de hongos inferiores y las conchas de artrópodos (exoesqueletos) son las fuentes más accesibles de la quitina. Estas cáscaras contienen entre el 20% y 50% de quitina sobre una base de peso en seco. Desde un punto de vista práctico, caparazones de crustáceos como cangrejos y camarones están convenientemente disponibles como residuos procedentes de las industrias de procesamiento de pescados y mariscos y se utilizan

para la producción comercial de la quitina. Otras fuentes potenciales para la producción de quitina incluyen krill, cangrejos, insectos, almejas, ostras, medusas, algas y hongos.

El método para el procesamiento de la quitina de las conchas es el siguiente: Las conchas se limpian con abundante agua para eliminar los restos orgánicos y se secan al sol. Después de secado se pulveriza con un molino casero hasta obtener un tamaño menor a 1 mm. El producto obtenido en la fase anterior se sometió a desmineralización siguiendo el método sugerido por Teli (2012), Hernández (2009), Al Sagheer (2009). A continuación se pesa una cantidad de polvo de crustáceo y se coloca en un matraz con una solución de HCl 1M en una relación sólido-líquido de 1:10 a una temperatura de 30°C durante 3 horas. El material se filtra en un embudo de Büchner sobre papel de filtro Whatman N°1 y se lava hasta la neutralidad con agua destilada.

La desproteínización química de la muestra, el cual se realiza con una solución de NaOH 1 M a una temperatura de 65°C y reflujo durante 3 horas con agitación constante para asegurar una completa desproteínización. La relación utilizada de material: NaOH fue de 1:15. El producto obtenido se purificó por filtración en embudo Büchner realizando lavados con agua destilada hasta obtener un pH neutro. La quitina se obtiene como material en polvo incoloro a blanco apagado. Hay algunos grupos amino libres, además de grupos de acetamida, y el grado de desacetilación de la quitina aislado es de alrededor de 0,1.

La mayoría de los polisacáridos de origen natural, por ejemplo, celulosa, dextrano, pectina, ácido alginico, agar, agarosa y carragenanos, son neutro o ácido en la naturaleza, mientras que la quitina y el quitosano son ejemplos de polisacáridos altamente básicos (R. Jayakumar et. al., 2010).

Los iones metálicos son una de las categorías importantes de los contaminantes del agua, que son tóxicos para los seres humanos a través de la pirámide de la cadena

alimentaria. Varios iones de metales pesados tóxicos vertidos en el medio ambiente a través de diferentes actividades industriales, constituyendo una de las principales causas de la contaminación del medio ambiente. La quitina y sus derivados (Quitosano) se han investigado extensamente como adsorbentes para la eliminación de iones metálicos a partir de agua y de aguas residuales. El alto potencial de adsorción de quitina para los metales pesados se puede atribuir a la alta hidrofiliidad debido a la gran cantidad de grupos hidroxilo de unidades de glucosa, la presencia de un gran número de grupos funcionales, la alta reactividad química de estos grupos, y la estructura flexible de la cadena de polímero.

La quitina también posee varias características intrínsecas que lo convierten en un coagulante y / o floculante eficaz para la eliminación de contaminantes en el estado disuelto. Tiene características de ambos coagulantes y floculantes, es decir, de alta densidad de carga catiónica, cadenas largas de polímeros, de puente de los agregados y la precipitación (en condiciones de pH neutros o alcalinos). Sus usos se justifican por dos ventajas importantes: en primer lugar, su no toxicidad y biodegradabilidad; en segundo lugar, su comportamiento excepcional para forma complejos con iones de metales pesados. Sus propiedades físico-químicas únicas hacen que sea muy eficiente en las interacciones con diversos contaminantes, incluyendo tanto partículas y las sustancias disueltas.

En el proceso de coagulación / floculación, la velocidad de sedimentación de los flóculos formados también es importante, ya que influye en la eficiencia general. En el caso de la quitina, el aumento de tamaño de flóculo favorece la velocidad de sedimentación de flóculos y por lo tanto reduce el tiempo de establecimiento. (Renault, Sancey, Badot, & Crini, 2009)

Las sales de aluminio como ya se ha mencionado, se utilizan ampliamente como coagulantes en agua y tratamiento de aguas residuales para la eliminación de una amplia gama de impurezas de efluentes, incluyendo partículas coloidales y sustancias

orgánicas disueltas. Su modo de acción es generalmente explicado en términos de dos mecanismos distintos: neutralización de la carga en coloides cargados negativamente por productos de hidrólisis catiónicos y la incorporación de impurezas en un precipitado de hidróxido amorfo (floculación de barrido). (Renault, Sancey, Badot, & Crini, 2009)

Se han propuesto varios mecanismos tales como puente de polímero, polímero de adsorción y neutralización de la carga (incluidos los efectos de parche electrostáticos), la floculación de agotamiento, la floculación de desplazamiento, etc, para explicar la desestabilización de los coloides y suspensiones por polímeros. Los puentes de polímero se produce cuando los polímeros de cadena larga se adsorben sobre la superficie de más de sobre la partícula, formando de esta manera fuertes agregados de grandes flóculos (Figura 10); para el caso en el que el polímero y el sitio de adsorción son de signos opuestos, se postula que la neutralización de la carga es el mecanismo principal. (Renault, Sancey, Badot, & Crini, 2009)

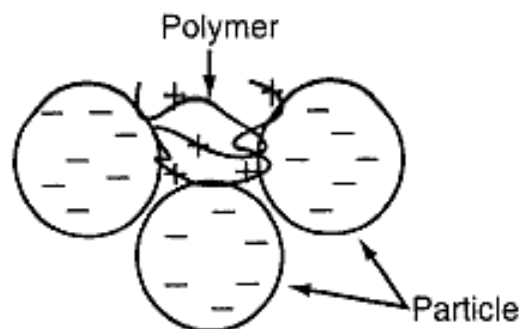


Figura 10. Ilustración esquemática de un mecanismo de floculación neutralización de la carga entre las partículas cargadas negativamente y un polímero catiónico.

Fuente: (Dobias & Stechemesser , 2010)

La floculación por parche se produce cuando macromoléculas con una alta densidad de carga se adsorben a las partículas y localmente forma positiva y zonas de la superficie de las partículas con carga negativa; esto se traduce en una fuerte atracción eléctrica entre las partículas (Figura 11). Mecanismos de coagulación y floculación

es la siguiente, la coagulación por neutralización de la carga (desestabiliza las impurezas coloidales) y las transferencias de partículas pequeñas en grandes agregados (formación de puentes) y la adsorción de sustancias orgánicas disueltas en los agregados que luego se puede quitar fácilmente por la filtración y sedimentación. Por ejemplo, derivados de quitina pueden adsorberse fácilmente en la superficie de coloide inorgánico aniónico (bentonita) suspensiones debido a la atracción electrostática. Macromoléculas adsorbidas tienden a formar bucles y se extienden a cierta distancia de la superficie de la partícula en la fase acuosa. Sus extremos también cuelgan y quedan absorbidos por otra partícula que forma un puente entre partículas. Para que ocurra un puente efectivo, la longitud de las cadenas de biopolímero debería ser suficiente para extenderse desde una superficie de la partícula a otra. Por lo tanto un polímero con cadenas más largas debería ser más eficaz que uno con cadenas más cortas. Aquí, la floculación se interpreta como un resultado de la neutralización de la carga, la floculación por parche y el puente de polímero. Las características de quitina que son importantes para la floculación son, por tanto, densidad de carga, peso molecular y la estructura molecular. Datos de la literatura muestran que el tipo de mecanismo también depende de diferentes factores tales como el pH, la fuerza iónica de la solución y la concentración del coagulante. (Renault, Sancey, Badot, & Crini, 2009)

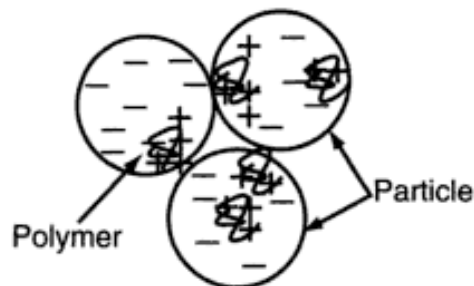


Figura 11. Ilustración esquemática de electrostática mecanismo de floculación parche entre partículas cargadas negativamente y un polímero catiónico.

Fuente: (Dobias & Stechemesser , 2010)

1.3.1.7. Influencia del pH en la Coagulación.

Como se ha visto, para lograr mejores resultados en el tratamiento, en algunos casos será necesaria regular la alcalinidad del agua o modificar su pH; para ello se emplean:

- Óxido de calcio o cal viva: CaO
- Hidróxido de calcio: Ca(OH)_2
- Carbonato de sodio: Na_2CO_3
- Hidróxido de sodio: NaOH
- Gas carbónico: CO_2
- Ácido sulfúrico: H_2SO_4
- Ácido clorhídrico: HCl

1.3.2. Operaciones para coagulación y floculación.

Se denomina mezcla rápida a las condiciones de intensidad de agitación y tiempo de retención que debe reunir la masa de agua en el momento en que se dosifica el coagulante, con la finalidad de que las reacciones de coagulación seden en las condiciones óptimas correspondientes al mecanismo de coagulación predominante. La mezcla rápida puede efectuarse mediante turbulencia, provocada por medios hidráulicos o mecánicos, tales como resaltos hidráulicos en canales, canaletas Parshall, vertederos rectangulares, tuberías de succión de bombas, mezcladores mecánicos en línea, rejillas difusoras, chorros químicos y tanques con equipo de mezcla rápida.

1.3.2.1. Mezcla rápida para coagulación por barrido.

En la coagulación de barrido, el agua es sobresaturada en 3 ó 4 órdenes de magnitud y el hidróxido se precipita con mucha rapidez. En estas circunstancias son

considerablemente más importantes las condiciones químicas para lograr una buena precipitación y subsecuente floculación de las partículas que las interacciones de transporte entre el coloide y los productos hidrolíticos durante la desestabilización; las condiciones de mezcla rápida no afectan los resultados obtenidos

En las etapas iniciales de la floculación están influenciadas por las operaciones de mezcla rápida y el periodo óptimo de mezcla rápida sustancialmente mayor que el tiempo necesario para la precipitación de aluminio (1-7 segundos).

1.3.2.2. Mezcla rápida para coagulación por adsorción

Para la coagulación por adsorción tiene que haber transporte o colisión entre los coloides y los productos de las reacciones hidrolíticas en incipiente formación. Este tipo de coagulación con dosis bajas de sustancias químicas produce normalmente flóculos desestabilizados muy pequeños.

La intensidad de agitación es importante solo cuando el mecanismo predominante es el de adsorción o neutralización de carga. Cuando el mecanismo predominante es el de barrido, este parámetro es indiferente y debe limitarse a producir una distribución homogénea del coagulante en la masa de agua.

- **Intensidad y tiempo de mezcla**

El coagulante debe dispersarse en forma instantánea en toda la masa de agua antes de que la hidrólisis del coagulante se complete, sobre todo cuando se emplean coagulantes inorgánicos como las sales de aluminio (III).

Adicionalmente, gradientes de velocidad menores de $1,000 \text{ s}^{-1}$ y mayores de $3,000 \text{ s}^{-1}$ afectan negativamente el proceso y producen una tasa de desestabilización mínima. Por otro lado, gradientes de velocidad exageradamente altos ($> 5,000 \text{ s}^{-1}$) traen como consecuencia un fuerte retardo en el tiempo de formación del flóculo (Ver Tabla 2).

Tabla 2. Tiempo de formación del floculo a diversos gradientes de velocidad

Tiempo de mezcla rápida (min)	Gradiente de velocidad (s^{-1})	Tiempo para iniciar la formación del floculo
2	12,500	45
2	10,800	30
2	4,400	10

Fuente: (De Vargas, 2004)

- **Sistema de aplicación del coagulante**

Se considera que una reacción adecuada del coagulante con el agua solamente ocurrirá si:

- Todos los productos químicos que alteran el pH (cal, soda, ácido, cloro y otros) se aplican a una distancia suficiente que asegure una completa disolución y mezcla.
- La dosis de sulfato de aluminio debe añadirse a una tasa constante en la cámara de mezcla rápida.

1.3.3. Floculación.

El termino floculación se refiere a la aglomeración de partículas coaguladas en partículas floculentas. Es el proceso por el cual, una vez desestabilizados los coloides, provee una mezcla suave de las partículas para incrementar la tasa de encuentros o colisiones entre ellas, sin romper o disturbar los agregados preformados.

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 browniano provee cierto grado de transporte de ellas al crear la floculación pericinetica, pero en partículas grandes el movimiento browniano es muy lento y se

requiere algún mecanismo de transporte que induzca la colisión de las partículas, creando la floculación.

Teniendo en cuenta que la influencia y la magnitud del efecto de cada uno de los factores que participan en la floculación no se han definido exactamente aun, es importante conocer el comportamiento del agua mediante ensayos de jarra 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 presente mediante agitación lenta prolongada, floculación, durante la cual las partículas se aglomeran, incrementan su tamaño y adquieren mayor densidad. El floculador es, por tanto un tanque con algún medio de mezcla suave y lenta con un tiempo de retención relativamente prolongado. (Romero Rojas, Purificación del agua, 2009)

1.3.3.1. Factores que influyen en la floculación.

- **Influencia del tiempo de floculación.**

En todos los modelos propuestos para la floculación, la velocidad de aglomeración de las partículas es proporcional al tiempo. Bajo determinadas condiciones, existe un tiempo óptimo para la floculación, normalmente entre 20 y 40 minutos. Mediante ensayos de prueba de jarras, se puede determinar este tiempo.

La permanencia del agua en el floculador durante un tiempo inferior o superior al óptimo produce resultados inferiores.

1.3.4. Característica de los lixiviados.

Existen numerosas caracterizaciones de los lixiviados en donde se hace énfasis en su alto poder contaminante. Se concluye usualmente que los lixiviados contienen toda

característica contaminante principal, es decir, alto contenido de materia orgánica, alto contenido de nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógeno se igualmente de sustancias tóxicas como metales pesados y constituyentes orgánicos. Estas características son importantes en cuanto nos indican qué es lo que toca removerle a los lixiviados durante su tratamiento.

La calidad de los lixiviados en un relleno sanitario varía grandemente en el tiempo, al igual que con el tipo de relleno sanitario que se tenga. En las áreas del relleno sanitarios que han sido recientemente rellenas producen un lixiviado altamente contaminante, denominado lixiviado joven. A partir de ese momento, las concentraciones de las sustancias en el lixiviado disminuyen continuamente en el tiempo, esto ocurre como regla general, más sin embargo, en algunos casos como metales que presentan reacciones de óxido-reducción, puede ocurrir lo contrario. El lixiviado que tienen más de cinco años es considerado lixiviado viejo. En la Tabla 3 se resume las principales características de los lixiviados jóvenes y viejos en un relleno sanitario (Giraldo, 1997).

Tabla 3. Comparación de características típicas de los lixiviados de rellenos sanitarios

Características	Lixiviado Joven	Lixiviado Viejo
DBO	Muy alto	Bajo
DQO	Muy alto	Alto
Amoniaco	Muy alto	Alto
Fósforo	Usualmente Deficiente (1)	Suficiente
pH	Muy bajo	Bajo
Detergentes	Muy Altos	Bajos
Sales disueltas	Muy Altas	Bajas (relativamente)
Agentes Incrustantes (Fe, Ca, Mg)	Muy Altos	Bajos
Metales Pesados	Muy Altos	Bajos

(1) Deficiente desde el punto de vista de un tratamiento biológico aerobio

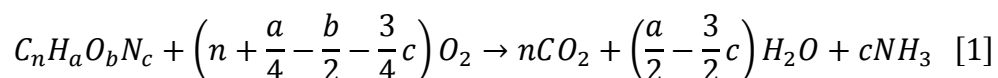
Fuente: (Giraldo, 1997)

Como se puede observar por las características de la Tabla 3 el tipo de problema del tratamiento que se enfrenta con un lixiviado joven y uno viejo es muy diferente. Para

empezar, las concentraciones de todos los parámetros son mucho mayores en un lixiviado joven que en un lixiviado viejo. Por ejemplo, la relación DBO /DQO para un lixiviado joven es alta, indicando una buena biodegradabilidad, mientras que para un lixiviado viejo es baja indicando una pobre biodegradabilidad de la materia orgánica.

1.3.4.1. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

La prueba de la demanda química de oxígeno (DQO) es ampliamente utilizado como medio para medir la fuerza orgánica de los residuos domésticos, industriales y los lixiviados de los rellenos sanitario. Esta prueba permite la medición de una pérdida en términos de la cantidad total de oxígeno requerido para la oxidación a dióxido de carbono y agua de acuerdo con la ecuación (1). Se basada en el hecho de que todos los compuestos orgánicos, con algunas excepciones, pueden ser oxidados por la acción de agentes oxidantes fuertes bajo condiciones ácidas. El nitrógeno de amino (con un número de oxidación de -3) se puede convertir en nitrógeno amoniacal tal como se indica en la ecuación (1). Sin embargo, el nitrógeno orgánico en los estados de oxidación más altos se convertirá a nitratos.



Durante la determinación de la DQO, la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono y agua, independientemente de la capacidad de asimilación biológica de las sustancias. Por ejemplo, la glucosa y la lignina se oxidan tanto por completas. Como resultado, valores de DQO son mayores que los valores de DBO y puede ser mucho mayor cuando cantidades significativas de materia orgánica biológicamente resistente están presentes. Desechos de madera es un excelente ejemplo debido a su alto contenido de lignina.

Una de las principales limitaciones de la prueba DQO es que la incapacidad de diferenciar entre la materia orgánica biológicamente oxidable y biológicamente

inerte. Además, no proporciona ninguna evidencia de la velocidad a la que el material biológicamente activo se estabiliza en condiciones que existen en la naturaleza.

La principal ventaja de la prueba DQO es el corto tiempo requerido para la evaluación. La determinación se puede hacer en aproximadamente 3 h en lugar de los 5 días requeridos para la medición de la DBO. Por esta razón, se utiliza como un sustituto para la prueba de DBO en muchos casos. Datos sobre la DQO a menudo pueden ser interpretadas en términos de valores de DBO después de la experiencia se ha acumulado suficiente para establecer los factores de correlación fiables (Sawyer, McCarty, & Parkin , 2003).

Los procesos de depuración biológica de aguas residuales y en partículas la eliminación biológica de nutrientes depende de los diferentes componentes de la materia orgánica. Así, la DQO fácilmente biodegradable se utiliza como fuente de carbono en la desvitricación; los ácidos grasos volátiles (AGV) se requieren en la etapas anaeróbicas de la eliminación biológica de fosforo; la DQO lentamente biodegradable se hidroliza y fermenta para producir DQO soluble (DQOs) de diferentes clases, entre ellas los AGV. Estas son algunas muestras de la importancia de las fracciones de la DQO en el tratamiento biológico y de la necesidad creciente de la caracterización de estas fracciones. (Hocaoglu, Insel, Cokgor, Baban , & Orhon, 2010).

La materia orgánica puede ser caracterizada en sus diferentes fracciones en función de sus diferentes velocidades de biodegradación. El fraccionamiento de la DQO se incorpora por primera vez en el modelo general para procesos de fangos activados presentados por *Dold, Ekama, & Marais, 1980*, llamado el modelo de biosubstrato. Según este modelo la DQO quedaba dividida como se muestra en la Figura 12. (Hocaoglu, Insel, Cokgor, Baban , & Orhon, 2010)

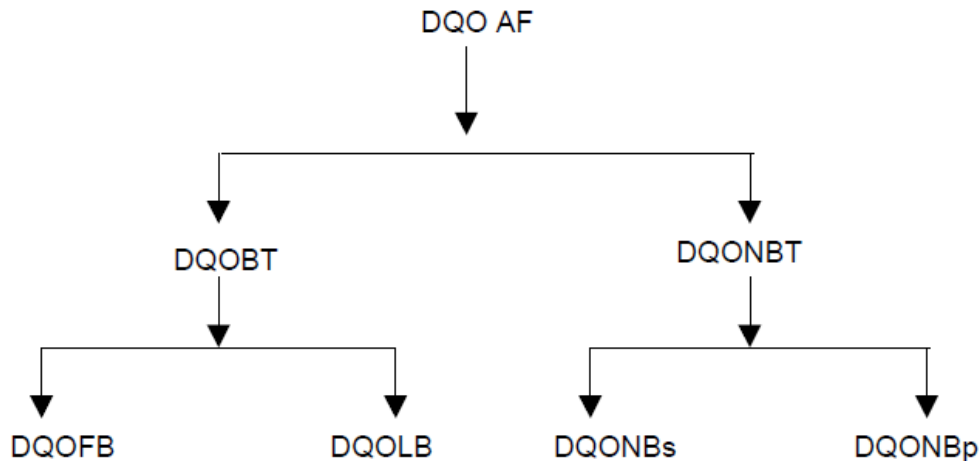


Figura 12. Fraccionamiento de la DQO afluente.

Fuente: (Hocaoglu, Insel, Cokgor, Baban , & Orhon, 2010)

En la Figura 12 muestra que la DQO afluente (DQO AF) tiene dos componentes principales: la DQO biodegradable total (DQOBT) y la DQO no biodegradable total (DQONBT). La fracción inherente se puede dividir a su vez en DQO no biodegradable soluble (DQONBs) y en DQO no biodegradable particulada (DQONBp). La fracción soluble inerte puede salir del sistema sin tomar parte en las reacciones bioquímicas del reactor, mientras que la DQO particulada inerte queda atrapada y acumulada en el fango activado, y sale del sistema a través de la purga de fangos.

En el modelo de Dold, Ekama, & Marais, la DQOBT queda subdividida en dos componentes o substratos principales que son la DQO fácilmente biodegradable (DQOFB) y la DQO lentamente biodegradable (DQOLB). Esta subdivisión se hizo basándose en observaciones experimentales que mostraban una diferencia clara y significativa, de aproximadamente un orden de magnitud, entre las velocidades de biodegradación de las dos fracciones. No obstante, este primer intento de caracterización de la DQO AF se aceptaba que cada una de las dos subdivisiones de la DQOBT podría a su vez contener fracciones con distintas velocidades de

biodegradación, pero no se consideraron como significativas en comparación con las fracciones principales.

La fracción de DQOLB, originalmente definida como materia orgánica particulada en el modelo propuesto por Dold et al., cubre ahora un amplio rango de tamaños de partículas, desde solubles hasta coloidales, y partículas orgánicas de estructura compleja. Por lo tanto, cabe esperar que la hidrólisis sea el paso limitante para la velocidad de utilización de cada componente de la materia orgánica lentamente biodegradable. Una característica común a todas las partículas de esta fracción es que no pueden pasar a través de la pared celular ya que necesitan sufrir una hidrólisis antes de absorción.

La DQOLB representa generalmente un 40-60% de la DQO de un agua residual urbana (ARU). Los porcentajes de la DQOBT de un ARU bruta varían entre 75-85% y los de un ARU sedimentada varían entre 80-95%. Por lo tanto esta fracción tendrá, teóricamente, diferentes velocidades de hidrólisis que deberían ser consideradas para que su caracterización se ajuste a la realidad. Todas estas observaciones contribuyen al nuevo fraccionamiento de la DQOLB en dos componentes: la DQO rápidamente hidrolizable (DQORH) y la DQO lentamente hidrolizable (DQOLH) (Figura 13)

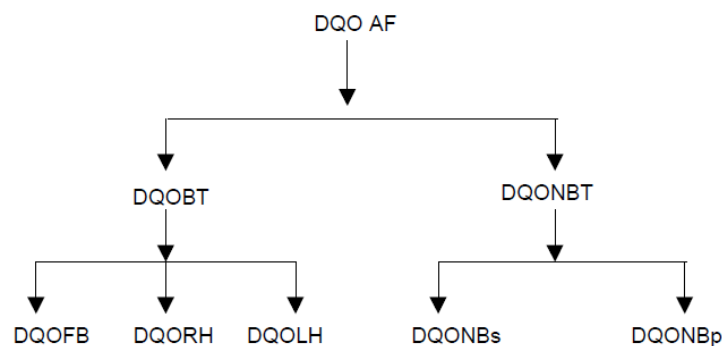


Figura 13. Fraccionamiento de la DQO AF según Henze et al. (1992).

Fuente: (Hocaoglu, Insel, Cokgor, Baban , & Orhon, 2010)

Los compuestos orgánicos rápidamente hidrolizables son solubles y forman un 15-25% de la DQO total (DQOT) en el ARU bruta. Su hidrolisis bajo condiciones aeróbicas es rápida y se finaliza generalmente en 5 horas; por ello, el sistema de alcantarillado puede influir considerablemente en esta fracción Henze, 1992. El resto de la fracción lentamente biodegradable es particulado y tiene una hidrolisis más lenta.

A pesar de las consideraciones anteriores, no existen aún suficientes datos experimentales que permitan establecer métodos de caracterización fiables de las velocidades de hidrolisis de cada uno de los componentes de la DQOLB. Por lo tanto, los investigadores han decidido seguir considerando esta fracción de la DQOBT como un solo componente por lo que el fraccionamiento de la DQO mas aceptado es finalmente el que se indicó en la Figura 12.

La DQOFB está formada por compuestos solubles, tales como AGV, carbohidratos simples, alcoholes y aminoácidos, los cuales pueden directamente absorberse por síntesis. Los AGV, en especial el ácido acético, son responsables de la mayor parte de esta fracción fácilmente biodegradables es básicamente de 8 al 25% del total de la DQO en el ARU bruta y del 10 al 35% de total de un ARU. La Tabla 4 muestra una estimación hecha por Henze M. (1992) para concentraciones típicas de los componentes de la DQOFB en un agua residual bruta con una DQO AF de 400 mg/l. (Hocaoglu, Insel, Cokgor, Baban , & Orhon, 2010)

Tabla 4. Composición típica de la DQOFB en un ARU bruta.

Componente	DQO (mg/l)
Ácido acético	25
AGV de cadena más larga	10
Alcoholes (metanol, etanol)	5
Aminoácidos	10
Carbohidratos simples	10

Fuente: (Henze, 1992)

1.3.4.2. Color

Las causas más comunes del color del agua son la presencia de hierro y manganeso coloidal o en solución; el contacto del agua con desechos orgánicos, hojas, madera, raíces, etc.

Dos tipos de color se reconocen en el agua: el color verdadero, ósea el color de la muestra una vez que su turbidez ha sido removida, y el color aparente que incluye no solamente el color de las sustancias en solución y coloidales sino también el color debido al material suspendido. El color aparente se determina sobre la muestra original sin filtración o centrifugación previa.

En general, el termino color se refiere al color verdadero al color se refiere al color verdadero del agua y se acostumbra medirlo conjuntamente con el pH, pues la intensidad del color depende del pH. Normalmente el color aumente con el incremento del pH.

La unidad de color es el color producido por un mg/l de platino, en la forma de ion cloroplatinato.

La remoción del color es una función del tratamiento del agua y se practica para hacer un agua adecuada para usos generales o industriales. La determinación del color es importante para evaluar las características del agua, la fuente del color y la eficiencia del procesos usado para su remoción; cualquier grado de color es objetable por parte del consumidor y su remoción es, por lo tanto, objetivo esencial del tratamiento. (Romero Rojas, Acuiquímica, 1996)

1.4. ANTECEDENTES

Estudios realizados por *Villabona, Tejada, & Guzmán* en el 2013, reportan el uso de un coagulante natural obtenido de la tuna (*Opuntia ficus indica*) para la remoción de la turbidez y color en agua cruda del canal del dique, a altura de puerto Badel

jurisdicción de Arjona en el Departamento de Bolívar, con las cuales se logró un porcentaje de remoción de turbidez de 85,76% a una velocidad de 40 rpm y dosis de 50 mg/L de coagulante, además de un 57,14% de color con una dosis de 90 mg/l a la misma velocidad, estos se consideran aceptables, ya que pese a no alcanzar los parámetros establecidos en las normativas colombianas (Decreto 1575 de 2007), se obtuvieron valores parecidos a los reportados por otros autores para la etapa de clarificación del agua cruda, partiendo de muestras con alta turbidez.

Por otra parte diferentes autores reportan posibles fuentes de coagulantes naturales; como en los estudios realizados por *Guzmán, Taron, & Nuñez* en el 2013 investigaron la utilización del polvo de la semilla de la *Cassia fistula* como coagulante natural, estableciendo su dosis óptima mediante la prueba de jarras y determinando los parámetros de color, turbidez, alcalinidad total, y dureza total; usando agua del Canal del Dique. La dosis efectiva óptima del coagulante encontrada está entre 15-25 mg/L, obteniendo valores finales de turbidez y color de 6 NTU y 25 UC respectivamente. Los valores de pH no presentaron mayores variaciones, al igual que la alcalinidad total. Los valores de los parámetros turbidez y color, se encuentran cerca de los estándares establecidos por la norma colombiana para garantizar la calidad del agua para consumo humano; al igual que el pH, alcalinidad total y dureza total; demostrando la potencialidad de uso de este coagulante natural como coagulante primario en tratamiento de agua.

Recientes investigaciones realizado por *Fernandez Yepes & Torres Gil* , 2012 en la universidad de Cartagena para el tratamiento de los lixiviados generados por el relleno sanitario loma de los Cocos, estudiaron los modelos de isoterma y la implementación de la columna de adsorción con carbón activado del cual el modelo de isoterma que mejor se ajustó a los datos experimentales fue el de Freundlich, se diseñó la columna de adsorción a escala laboratorio con base a la ecuación de Freudilch se obtuvieron remociones de hasta el 92 % DQO, 72% de DBO y 88% de color aparente; un lixiviado con una relación DBO/DQO de 0.2 paso a 0.7 ahora

considerado biodegradable. El tiempo de saturación de la columna calculado teóricamente fue de 2.34 días lo cual se considera como muy bajo por eso es necesario la optimización del sistema con un pretratamiento. Por lo que el tratamiento de lixiviados estabilizados mediante adsorción con carbón activado granular, es técnicamente viable para la reducción de DQO y aumento del índice de biodegradabilidad.

De igual manera encontramos a *Bermúdez Robles* que en el año 2013 realizó una revisión bibliográfica en revistas científicas nacionales e internacionales de los sistemas de evaporación. Adicionalmente recopiló y analizó información relacionada con los registros históricos de la información climatológica de la zona de la superficie continental del país, la regulación ambiental vigente, caracterización del lixiviado y se definieron los sistemas de evaporación más utilizados, obteniendo que el 27,72% del territorio del departamento de Bolívar incluyendo la zona de estudio y el 10% del territorio continental Colombiano presentan condiciones climatológicas idóneas para la implementación de sistemas naturales de evaporación para el tratamiento de lixiviados y ofrecer altas eficiencias de operación, del orden de hasta el 90% de evaporación de lixiviado bajo condiciones específicas encontraron que los evaporadores multietapa y los evaporadores por combustión sumergida son los que mejor se ajustan a las condiciones de la zona de estudio.

Por otra parte la investigación que están siendo ejecutadas por *Katuska Berna*, candidata a Magister en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cartagena, pretende evaluar la factibilidad la oxidación avanzada en el tratamiento de lixiviados de baja biodegradabilidad a partir de la reacción de UV/H₂O₂ y Foto-Fenton en el caso de estudio del relleno sanitario loma de los cocos, con el fin de determinar la eficiencia de remoción de DBO y DQO, sus constantes cinéticas en el proceso de oxidación avanzada y estableciendo los parámetros óptimos de la reacción UV/H₂O₂ y Foto-Fento. Cabe destacar que los procesos avanzados de oxidación homogéneos,

Foto-Fenton y UV/H₂O₂, han sido empleados para degradar los contaminantes orgánicos refractarios en lixiviado.

La construcción de la planta piloto contempla los siguientes complementos: un tanque de almacenamiento de lixiviados (1000 l), Un reactor de mezcla para los reactivos tales como ácido sulfúrico, peróxido de hidrogeno y sulfato de hierro, un reactor UV en policarbonato, expuesto a la luz solar, zona de alimentación del lixiviado que garantice una distribución uniforme de la lámina de lixiviado, zona de descarga del efluente tratado, un reactor de neutralización donde se llevará a cabo el ajuste de pH, finalmente el efluente tratado se depositará en un tanque de almacenamiento (1000L).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la eficiencia de remoción de los contaminantes orgánicos (DQO) en el tratamiento de lixiviados mediante el uso de un coagulante natural (Quitina) con el fin de proponer una alternativa para el tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario Loma de los Cocos de la ciudad de Cartagena.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar las condiciones favorables de acidez o alcalinidad en el lixiviado para la remoción de DQO por medio de proceso de coagulación y floculación.
- Establecer la dosis optima del coagulante de sulfato de aluminio para la remoción de DQO de los lixiviados generados en el relleno sanitario parque ambiental loma de los cocos de la ciudad de Cartagena de Indias.
- Establecer la dosis optima de coagulante natural de quitina para la remoción de DQO en los lixiviados generados en el relleno sanitario parque ambiental Loma de los Cocos de la ciudad de Cartagena de indias.

3. ALCANCE

En el presente proyecto de investigación tiene por objeto el tratamiento los lixiviados generados en el relleno sanitario Loma de los Cocos, lugar destinado desde el año 2006 por el Distrito de Cartagena de Indias para la disposición final de los residuos sólidos de la ciudad (Figura 14) ubicado a 14 Km del casco urbano de Cartagena (Alcaldía de Cartagena; Universidad de Cartagena; Instituto de Hidráulica y saneamiento ambiental, 2007). Este proyecto de investigación fue realizado en el segundo periodo del 2014 de acuerdo con el cronograma de las actividades establecido para el cumplimiento de los objetivos del proyecto.

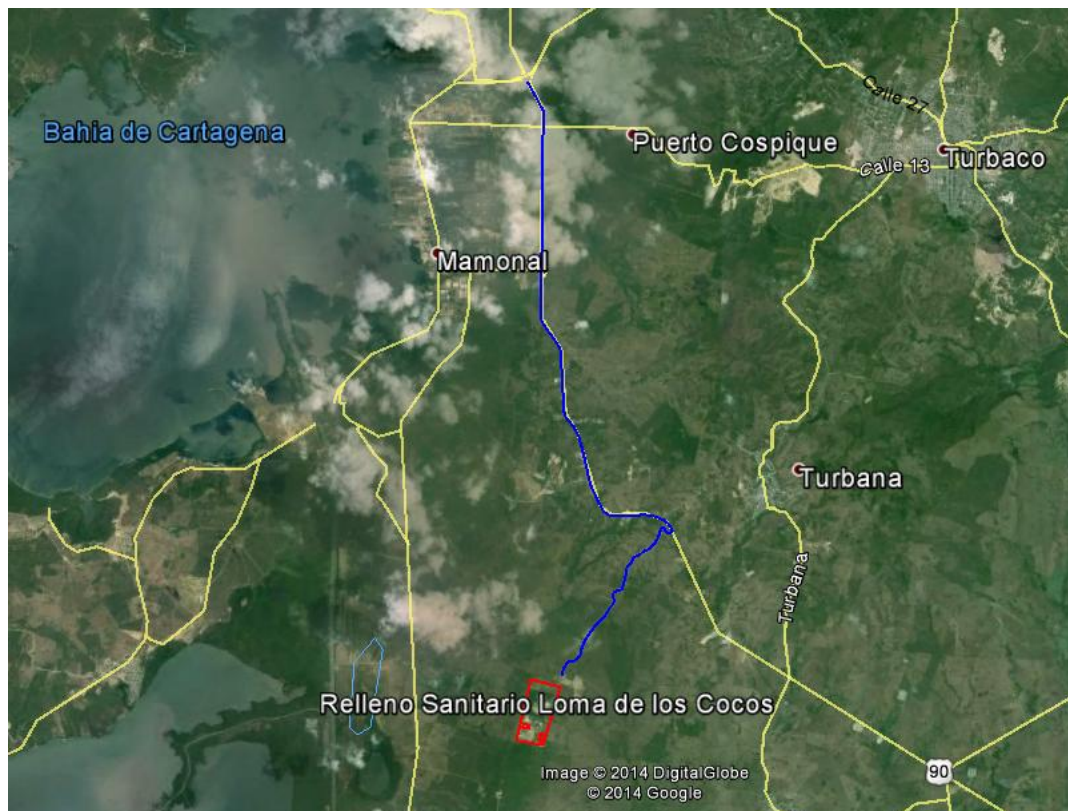


Figura 14. Ubicación del relleno sanitario Loma de Los Cocos.

Fuente: adaptado Google Earth, 2014.

Estudios reportados en la literatura establecen las condiciones favorables de acidez o alcalinidad para la remoción de contaminantes orgánicos (DQO) utilizando los procesos de coagulación y floculación en el tratamiento de lixiviados (Syafalni, Lim, Abustan, Murshed, & Ahmad, 2012), en el presente proyecto de investigación se determinaron las condiciones favorables de pH para el tratamiento de los lixiviados generados por el relleno sanitario Loma de los Cocos, evaluando la incidencia de esta variable en la eficiencia de remoción los contaminantes orgánicos (DQO) mediante los procesos de coagulación y floculación. El ensayo experimental consistió en una prueba convencional de test de jarras con el objeto de determinar la dosis óptima de coagulante y pH para la máxima eficiencia de remoción de DQO, color tanto para el coagulante natural (quitina) y el coagulante comercial (Sulfato de Aluminio). De los resultados obtenidos en esta etapa del estudio se evaluó la viabilidad técnica de utilización de un coagulante natural de Quitina en la remoción de contaminantes orgánicos (DQO) paralelamente comparemos con otro coagulantes químicos (Sulfato de Aluminio) y estudios similares reportados en la literatura, posibilitando de esta manera la utilización de un coagulante natural en este tipo de tratamiento físico-químico de los lixiviados teniendo en cuenta que sus fuentes son renovables, existe disponibilidad en el medio para su extracción y los procesos de obtención utiliza tecnología amigables con el medio ambiente.

Los productos a entregar fueron un informe final de la investigación donde estarán escritos todos los resultados del ensayo experimental, conclusiones y recomendaciones para investigaciones futuras en esta área, realizando de esta manera un aporte científico en el área de saneamiento básico para el tratamiento de los lixiviados en el relleno sanitario Lomas de los Cocos.

Abood, Bao, Du, Zheng, & Luo, (2014) reportan los efectos de la temperatura en la remoción de contaminantes de amoniaco ($\text{NH}_3\text{-N}$), DQO, DBO_5 entre otros, de los lixiviados mediante los procesos de coagulación, agitación y filtración, estableciendo la relación entre la eficiencia de remoción y la temperatura que son directamente

proporcionales; la principal limitación que presento este proyecto de investigación fue la realización del ensayo experimental no se tendrá en cuenta la efecto de la temperatura en procesos de coagulación y floculación por lo tanto los ensayos se realizaron a temperatura ambiente, de modo que las instalaciones del laboratorio de sanitaria no cuenta con equipos necesario para la regulación de la temperatura por lo tanto los ensayos se realizaron en horas de la mañana donde las variaciones de la temperatura no superan los 2°C para la ciudad de Cartagena (Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe, 2014).

4. METODOLOGÍA

El presente proyecto de investigación es de tipo experimental, se desarrolló en el segundo periodo académico del año 2014 en las instalaciones del Laboratorio de Sanitaria de la Universidad de Cartagena; para el cumplimiento de los objetivos del presente proyecto se siguió la metodología descrita a continuación.

La

Figura 15 muestra de manera resumida las etapas del proyecto de investigación, el cual consta de tres etapas básicamente; la primera de ella fue la planificación del proyecto teniendo en cuenta la problemática del tratamiento de los lixiviados, la revisión de la teoría y la literatura se plantearon los objetivos de la investigación. La siguiente etapa comprende el diseño experimental, el cual comprende desde la adquisición de materiales y reactivos hasta la experimentación con el lixiviado, por último realización y entrega del informe final.

4.1. TECNICAS DE RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN

4.1.1. Recolección de las muestras de lixiviados.

Las muestras de lixiviados fueron entregadas a las instalaciones de la Universidad de Cartagena por la empresa operadora del relleno sanitario Caribe Verde. Debido al extenso verano del año 2014, el protocolo de toma de las muestras se realizó directamente de la tubería del relleno sanitario por el cual no existía el suficiente lixiviado en las piscinas de almacenamiento para realizar este y otros estudios afines.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

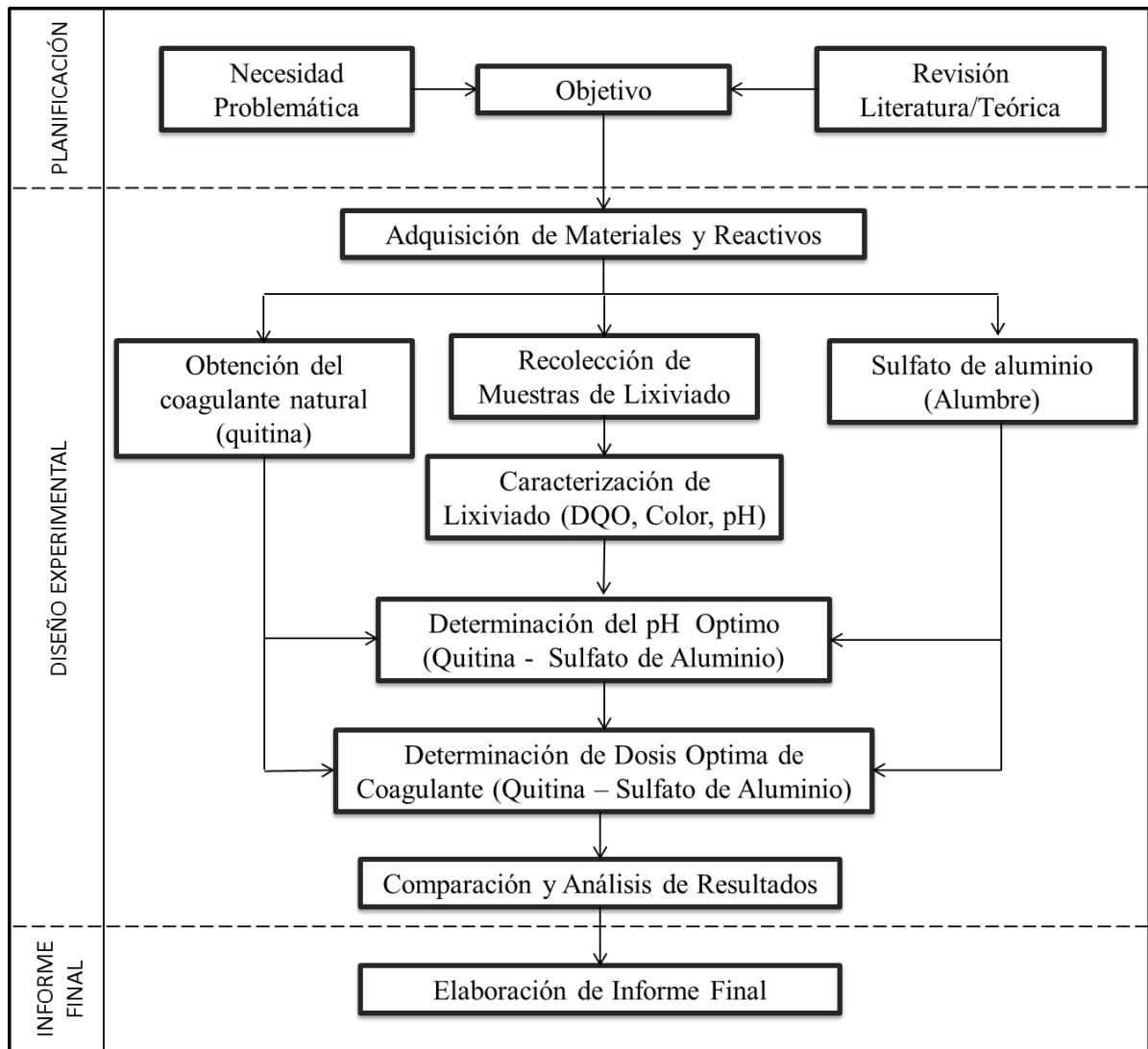


Figura 15 Flujograma del proyecto.

4.1.2. Caracterización de las muestras.

Se midieron diferentes parámetros para la caracterización de la muestra tales como DQO, pH y color.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- DQO: para la determinación de DQO se empleó el método de reflujó cerrado (Standard Methods 5220 C). Para el cual se introdujeron 2 ml de muestra en el los reactivos después se calentaron en el reactor de DQO modelo HI 839800 (Figura 16) de la marca Hanna Instrument y luego con la ayuda del fotómetro multiparametrico modelo HI 83099 (Figura 17) de la marca Hanna Instrument para determinar el DQO.



Figura 16 Reactor HI 839800 para calentar tubos de ensayos marca Hanna Instruments.



Figura 17 Fotómetro multiparametrico HI83099 marca Hanna Instruments

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- pH: se utilizó el método electrométrico (Standard Methods 4500 H+B), para el cual se utilizada dos mini controladores de pH, BL 931700 (**Figura 18**) de la marca Hanna Instruments rango de 0 a 14 pH y resolución de 0.01 pH.



Figura 18 Mini controlador de pH, BL931700 marca Hanna Instruments



Figura 19 Medición de pH en el lixiviado.

- Color aparente: para la medición de este parámetro se seguirá el método espectrofotométrico (Standard Methods 2120 C), usando el fotómetro multiparametrico modelo HI 83099 (Hanna Instrument), que tiene un rango de 0 a 500 PCU.

4.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

4.2.1. Obtención de la quitina

El coagulante natural de quitina se obtuvo a partir de los caparazones de camarón, para el cual fueron suministrados 10 kg de caparazones de camarón por la empresa camaronera COMERPES S.A, los cuales se lavaron con abundante agua para eliminar restos orgánicos que pudieran estar presentes, luego se dejan al sol para su secado.



Figura 20 Proceso de secado de los caparazones de camarón.

Una vez secos se sometieron a un proceso de molienda utilizando un molino doméstico y se tamizaron hasta obtener un tamaño de partícula menor de 1mm contando con un total de 356 gr de polvo de caparazones de camarón.



Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

Figura 21 Polvo de caparazones de camarón obtenido después de la molienda.

El producto obtenido en la fase anterior se sometió a desmineralización siguiendo el método sugerido por Teli (2012), Hernández (2009), Al Sagheer (2009). A continuación se pesó una cantidad de polvo de crustáceo (200 g) y se colocó en un matraz con una solución de HCl 1M en una relación solido-liquido de 1: 10 a una temperatura de 30°C durante 3 horas (Figura 22) cabe destacar que la preparación de la muestra se realizó lentamente. El material se filtró en un embudo de Büchner sobre papel de filtro Whatman N°1 y se lavó hasta la neutralidad con agua destilada; el consumo aproximado de agua fue de 0.6 g/l de agua destilada lo que implica un gran gasto de agua destilada en este proceso.



Figura 22 proceso de desmineralización del polvo de caparazón de camarón.

En la Figura 23 muestra el montaje del proceso de desproteínización química de la muestra, el cual se realizó con una solución de NaOH 1 M a una temperatura de 65°C y reflujo durante 3 horas con agitación constante para asegurar una completa desproteínización. La relación utilizada de material: NaOH fue de 1:15. El producto obtenido se purificó por filtración en embudo Büchner realizando lavados con agua destilada hasta obtener un pH neutro. Se obtuvieron 100 g de quitina después de la

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

etapa anterior que utilizaremos como coagulante natural para el tratamiento de lixiviados.



Figura 23 Montaje del proceso de desproteínización química.

4.2.2. Descripción del equipo de prueba de jarras utilizado.

En el laboratorio, uno de los equipos más usados en el tratamiento de las aguas como elemento de control de la coagulación es el equipo de prueba de jarras de acuerdo con la norma ASTM D2035-13 “*practica estándar para la coagulación-floculación prueba de jarras de agua*”. G. W. Fuller, J. Cairol y E. Theirault fueron los precursores de la prueba de jarras como modelo predictivo (De Vargas, 2004).

Normalmente estos equipos constan de los siguientes elementos.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- Un agitador mecánico provisto con cuatro paletas, capaz de operar a velocidades variables (de 0 a 400 revoluciones por minuto).
- Un iluminador de flóculos localizado en la base del agitador del equipo.
- Vasos de precipitado de 1 litros de capacidad, de cristal refractario. (Ver Figura 24)

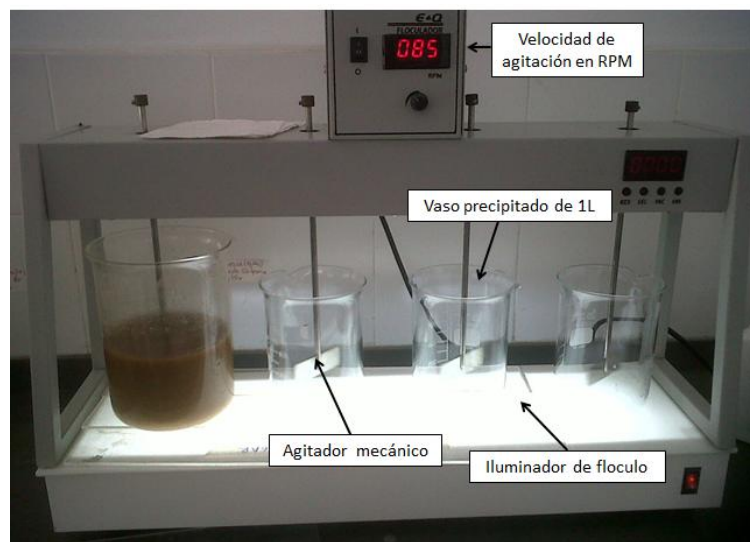


Figura 24. Montaje para prueba de jarras.

4.2.3. Determinación del pH óptimo.

Después de la etapa de caracterización del lixiviado con los parámetros DQO, color y pH; se procedió a realizar el siguiente ensayo experimental que está dividido en dos partes; la primera que se fundamenta en la determinación del pH óptimo del lixiviado en la remoción de DQO y color como lo es reportado por Li, Hua, Zhou, Zhang, & Li, (2010) entre otros autores establecen los efectos del pH del lixiviado en la remoción de contaminantes, por lo cual se varió el pH de la muestra y bajo la misma dosis de coagulante realizan la prueba de jarras obteniendo mejores resultados en las condiciones ácidas, lo que tuvimos en cuenta para el desarrollo de nuestra investigación.

El procedimiento experimental desarrollado fue el siguiente:

- Después de haber determinado el pH de la muestra de lixiviado se llenaron cuatro (4) beakers con un (1) litro de muestra cada uno
- Se agregaron pequeñas dosis de ácido sulfúrico (H_2SO_4) con el objeto de ajustar un pH deseado de 2, 3, 4 y 5 en los respectivos beakers de la muestra de lixiviado, seguido se agitaron en una mezcla rápida de 300 rpm durante 1 min y una mezcla lenta de 50 rpm durante 19 min, luego de estabilizar la mezcla, mediremos el pH resultante del proceso. Las investigaciones realizadas por Abdul Aziz, et. al., 2007; reportan la utilización de los procesos de coagulación y floculación para el tratamiento de lixiviado, determinando el pH óptimo de una muestra con una carga orgánica de DQO (2500 mg/l) la cual presenta condiciones similares al lixiviado del relleno sanitario Loma de los Cocos, en este estudio experimentan todas las condiciones de pH para lixiviado de 0 a 14 encontrando mejores resultados en condiciones ácidas del lixiviados
- Después de haber ajustado el pH deseado de la muestra de lixiviados, se caracterizaron las muestras midiendo los parámetros de DQO, color y pH.
- Realizamos el test de Jarras agregando una dosis constante de 20 mg/l coagulante natural de Quitina (o sulfato de aluminio en su caso) en cada beakers de muestra, seguido de en una mezcla rápida a 300 rpm durante 1 min y una mezcla lenta de 50 rpm durante 19 min; irrumpiremos la agitación tomando una (1) hora para la sedimentación de la partículas.
- Luego se succiono el sobrenadante con una pipeta volumétrica de 10 ml a la misma profundidad en todos los vasos por debajo de 5cm del sobrenadante.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- Al finalizar el ensayo se midieron los parámetros DQO, Color y pH del sobrenadante de la muestra, determinando así la eficiencia de remoción para cada coagulante por medio de las siguientes ecuaciones 2 y 3 :

Remoción de DQO:

$$\% \text{ de remocion de DQO} = \frac{DQO_i - DQO_f}{DQO_i} \times 100 \text{ [2]}$$

Donde DQO_i y DQO_f son las concentraciones iniciales y finales de DQO respectivamente.

Remoción de Color:

$$\% \text{ de remocion de Color} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \text{ [3]}$$

Donde C_i y C_f son las concentraciones iniciales y finales de color respectivamente.

Los estudios realizados por Li, et. al., 2010 donde investigaron la tendencia de remoción de contaminantes orgánicos (DQO) en los lixiviados por procesos de coaguagulación y floculacion teniendo en cuenta el efecto del pH, en la Figura 25 se muestra el punto óptimo de remoción de DQO con un pH determinado experimentalmente, por lo cual en esta etapa del diseño experimental pretendemos reconstruir la misma tendencia para los lixiviados generados en el relleno sanitario loma de los cocos, determinando de esta manera el pH óptimo para la remocion de DQO.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

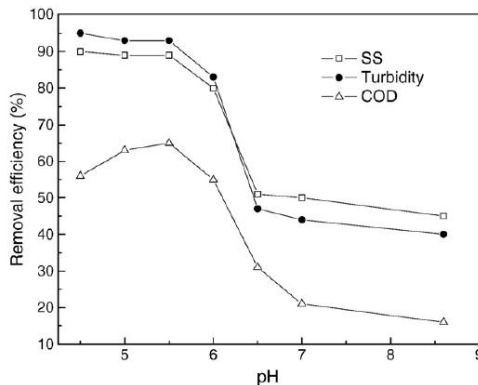


Figura 25. Remoción de sólidos suspendidos, turbidez y DQO vs. pH para una dosis de $0.7 \text{ g Fe}^{+3} / \text{l}$

Fuente: (Li, Hua, Zhou, Zhang, & Li, 2010)

4.2.4. Determinación de la dosis óptima de coagulante.

La parte del ensayo experimental consiste en realizar la prueba convencional de jarras de acuerdo a la norma ASTM D2035-13 *práctica estándar para la coagulación-floculación prueba de jarras de agua* para determinación de la dosis óptima de coagulante natural de Quitina (o sulfato de aluminio en su caso). Otros estudios realizados por Abood, Bao, Du, Zheng, & Luo, (2014) sugieren los efectos de la temperatura en la remoción de contaminantes de amoníaco ($\text{NH}_3\text{-N}$), DQO, DBO_5 entre otros, de los lixiviados mediante los procesos de coagulación, agitación y filtración, estableciendo la relación entre la eficiencia de remoción y la temperatura que son directamente proporcionales sin embargo debido a que las instalaciones del laboratorio de sanitaria y ambiental de la Universidad de Cartagena no cuenta con los equipos para controlar la temperatura durante los ensayos experimentales por lo cual se realizarán bajo condiciones de temperatura ambiente.

El procedimiento experimental desarrollado fue el siguiente:

- Se llenarán cuatro jarras (beakers) con lixiviado y el pH óptimo ajustado; siguiendo el procedimiento anteriormente descrito.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- Realizamos el test de Jarras variando la dosis de coagulante de 2, 6, 10 y 14 g/l coagulante natural de Quitina (o sulfato de aluminio en su caso) en cada beakers de muestra respectivamente, luego se someterá a una mezcla rápida a 300 rpm durante 1 min, una mezcla lenta de 50 rpm durante 19 min y tomaremos una (1) hora para la sedimentación de la partículas.
- Al finalizar el ensayo se medirán los parámetros DQO, Color y pH del sobrenadante de la muestra, determinando así la eficiencia de remoción para cada coagulante por medio de las ecuaciones 2 y 3.

Los estudios realizados por Wang, et. al., 2002 investigaron la tendencia de remoción de contaminantes orgánicos (DQO) en lixiviados por procesos de coagulación y floculación determinando la dosis óptima de coagulante, como se puede apreciar en la Figura 26 muestran un punto óptimo de remoción de DQO obtenido experimentalmente, por lo cual en esta etapa del diseño experimental pretendemos reconstruir la misma tendencia para los lixiviados generados en el relleno sanitario loma de los cocos, determinando de esta manera la dosis óptima de coagulante para la remoción de DQO.

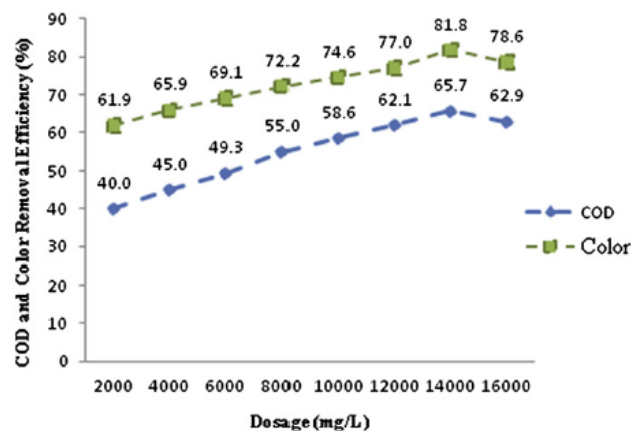


Figura 26. Efecto de la dosis de coagulante en la remoción de DQO y color de lixiviados de vertedero.

Fuente: (Syafalni, Lim, Abustan, Murshed, & Ahmad, 2012)

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

5.1. Monitoreo del lixiviado

Según la caracterización del lixiviado realizada por la empresa operadora del relleno sanitario Caribe Verde S.A., en la Tabla 5 se muestra el monitoreo realizado en los meses de enero y abril del año 2014; este tipo de lixiviado es considerado normalmente de edad madura por su alto contenido de materia orgánica y contaminantes refractario difíciles de tratar por procesos de biológicos convencional, por lo tanto, debe ser explorar alternativas con tecnologías basadas en etapas fisicoquímico, para el caso de esta investigación los se experimentaron con los procesos de coagulación y floculación.

Tabla 5 Tabla de caracterización de lixiviado en el relleno sanitario

Parámetro	Monitoreo Enero 2014		Monitoreo Abril 2014	
	Pondaje I	Pondaje IV	Pondaje I	Pondaje IV
pH	8.57	8	8.26	8.64
DBO ₅ (mg/l)	450	18450	212.5	1190
DQO (mg/l)	13272.6	32951.8	4446	6530.1
DBO ₅ /DQO	0.03	0.56	0.05	0.18
	No Biodegradable	No Biodegradable	No Biodegradable	No Biodegradable

Fuente: Caribe verde, 2014

5.2. TEST DE JARRAS CON EL COAGULANTE DE SULFATO DE ALUMINIO.

5.2.1. Determinación del pH óptimo con coagulante de sulfato de aluminio.

Para este ensayo se obtuvo el pH óptimo después de agregar la dosis constante de 20 g/l de coagulante de sulfato de aluminio y someterlo a una mezcla rápida de 300 rpm durante un 1min, una mezcla lenta de 50 rpm durante 19 min y descartar durante 1h. Para el cual se midieron los parámetros de DQO y color iniciales y finales en cada muestra de pH de 2, 3, 4 y 5 (Tabla 6).

Tabla 6 Remoción de DQO y Color en ensayo determinación de pH óptimo utilizando sulfato de aluminio.

Ensayo		1	2	3	4				
Dosis (g/l)		20	20	20	20				
pH deseado		2	3	4	5				
pH Obtenido		1.96	2.9	3.94	5				
DQO inicial (mg/l)	muestra	7420	7454	7420	7454	7420	7454	7420	7454
	Promedio	7437		7437		7437		7437	
DQO Final (mg/l)	muestra	7489	7257	6821	6149	6211	5849	6076	6184
	Promedio	7373		6485		6030		6130	
%Remoción de DQO		0.86		12.80		18.92		17.57	
Color inicial (mg/l)	muestra	16300	18500	16300	18500	16300	18500	16300	18500
	Promedio	17400		17400		17400		17400	
Color Final (mg/l)	muestra	8200	9800	10100	8900	5400	4600	6400	7600
	Promedio	9000		9500		5000		7000	
%Remoción de Color		48.28		45.40		71.26		59.77	

Los resultados obtenidos en los ensayos de determinación de pH óptimo para el caso de coagulante de sulfato de aluminio muestran una alta remoción de DQO y color para el ensayo 3, con un pH de 4 en el lixiviado en comparación con los otros ensayos experimentales con pH de 2, 3 y 5. En la Figura 27 se puede apreciar que la sensibilidad de la remoción de color es significativa a la variación del pH del lixiviado. Por otra parte la sensibilidad que se aprecia en la remoción de DQO es

menor entre los rangos 4 y 5 de pH para los rangos 2, 3 y 4 muestra una mayor sensibilidad en la remoción de DQO. De igual manera se sugiere realizar más ensayos experimentales para pH intermedios de 2.5, 3.5 y 4.5 con el fin de especificar con exactamente el pH óptimo del lixiviado, dados que los limitados recursos durante la investigación, no se pudo realizar esta experimentación detalladamente, sin embargo es claro que el pH encontramos un pH óptimo alrededor de 4 con una alta remoción de color y DQO.

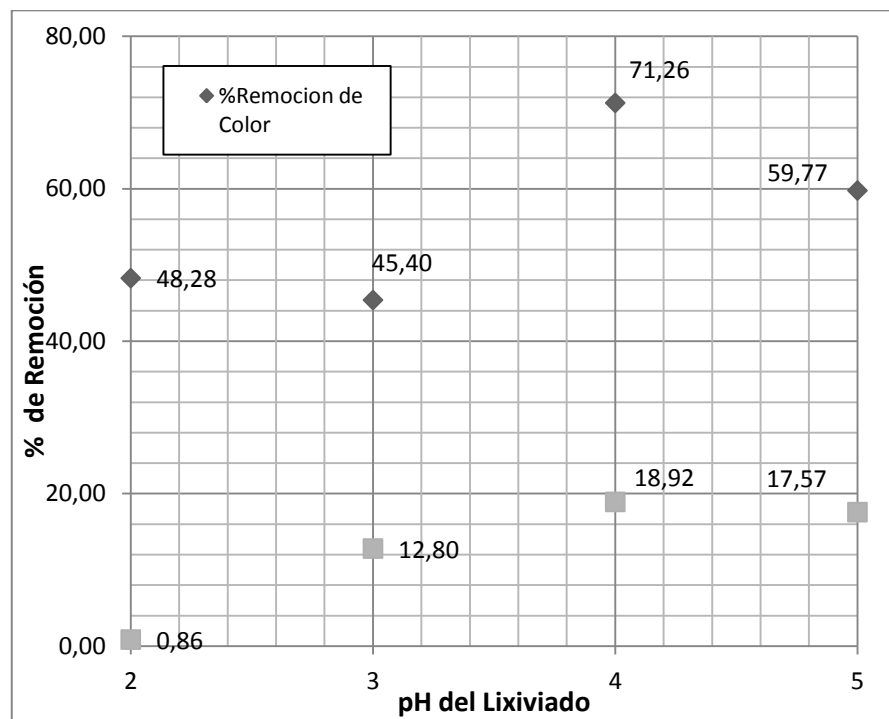


Figura 27. Resultados ensayo experimental determinación de pH óptimo en el lixiviado utilizando sulfato de aluminio.

Experimentaciones similares como es el caso de los autores *Abdul Aziz y otros*, 2007, reportan los efectos del pH en la remoción de color y DQO en el lixiviado del relleno sanitario en Penang, Malasia, obtuvieron remoción de color superiores al 80% utilizando cloruro férrico de igual manera otros coagulantes como sulfato de aluminio, sulfato de hierro, mostraron una alta remoción para pH de 4 y 12 siendo superiores en pH de 4 (Figura 28)

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

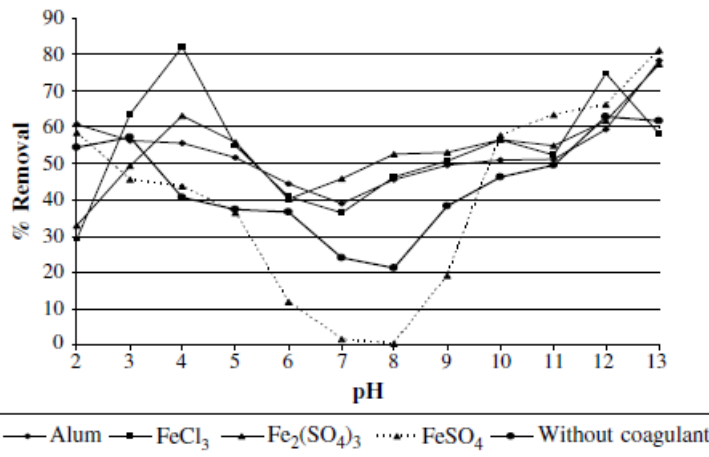


Figura 28 Patrón de eliminación de color sin y con adición de 500 mg / l de coagulante a diferentes valores de pH.

Fuente: (Abdul Aziz, Alias, Adlan, Faridah, Asaari, & Zahari Shahrir, 2007)

Por otra parte los estudios realizados *Syafalni y Otros, 2012*, realizaron una investigación para determinar pH óptimo del coagulante de sulfato de aluminio en el lixiviado del relleno sanitario de Penang, Malasia, estableciendo como valor óptimo de pH de 4.08; logrado eliminar el 85.4%, 96.4% y 47.6% de DQO, color y nitrógeno amoniacal respectivamente en el lixiviado.

5.2.2. Determinación de la dosis óptima con coagulante de sulfato de aluminio

Seguido de la determinación el pH óptimo para el lixiviado utilizando el coagulante de sulfato de aluminio se procedió a la experimentación para determinación de la dosis óptima de coagulante de sulfato de aluminio. La Tabla 7 muestra los resultados obtenidos en la determinación de la dosis óptima de coagulante de sulfato de aluminio, para el cual, se estabilizó el lixiviado a pH óptimo de 4, variando la dosis

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

de coagulante de 2, 6, 10 y 14 g/l; para tal caso muestra una alta remoción de color para el ensayo # 6 con dosis de 6 g/l (Figura 29).

Tabla 7 Remoción de DQO y Color en ensayo determinación de dosis optima utilizando sulfato de aluminio.

Ensayo		5		6		7		8	
Dosis (g/l)		2		6		10		14	
pH deseado		4		4		4		4	
pH Obtenido		4		4		4		4	
DQO inicial (mg/l)	muestra	7836	7659	7836	7659	7836	7659	7836	7659
	Promedio	7748		7748		7748		7748	
DQO Final (mg/l)	muestra	7264	6175	6224	6268	6585	6462	6737	6506
	Promedio	6720		6246		6524		6622	
%Remoción de DQO		13.27		19.38		15.80		14.53	
Color inicial (PCU)	muestra	10100	9800	10100	9800	10100	9800	10100	9800
	Promedio	9950		9950		9950		9950	
Color Final (PCU)	muestra	9850	9600	2400	2800	5700	6600	6000	6400
	Promedio	9725		2600		6150		6200	
%Remoción de Color		2.26		73.87		38.19		37.69	

En la Figura 29 se puede apreciar que la sensibilidad de la remoción de color es significativa a la variación a la dosis de coagulante de sulfato de aluminio. Por otra parte la sensibilidad que se aprecia en la remoción de DQO es menor. De igual manera se sugiere realizar más ensayos experimentales para dosis intermedias de 4, 8 y 12 g/l con el fin de especificar con exactamente la dosis de óptima de coagulante, dados que los limitados recursos durante la investigación, no se pudo realizar esta experimentación detalladamente, sin embargo es claro que para la dosis alrededor de 6 g/l encontramos una dosis optima con una alta remoción de color y DQO.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

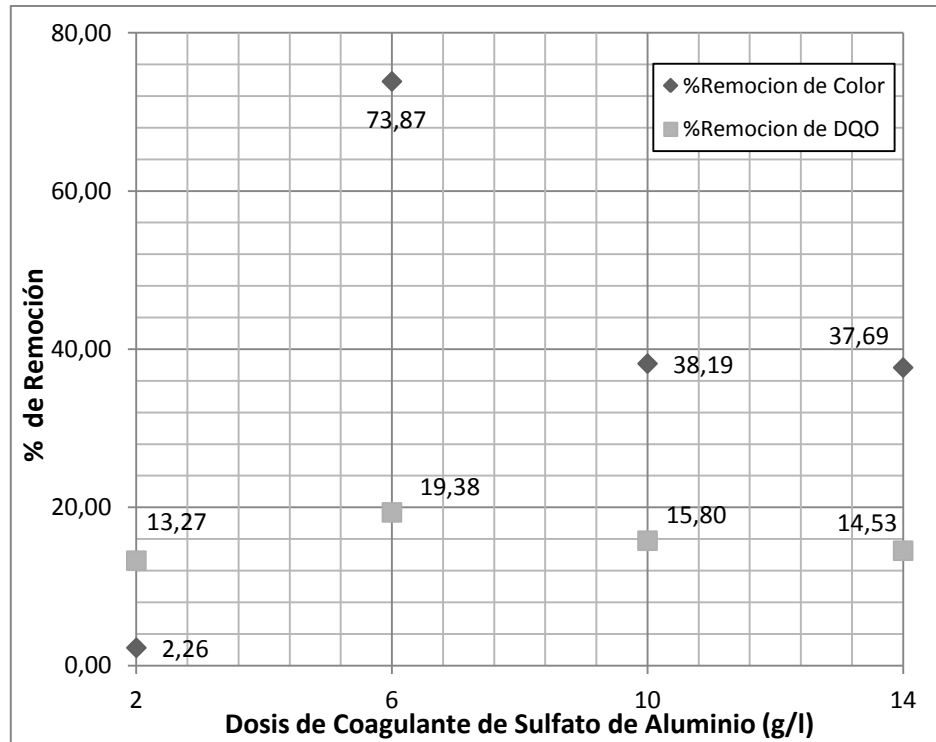


Figura 29. Resultados ensayo experimental determinación de dosis optima en el lixiviado utilizando sulfato de aluminio.

Los autores *Syafalni y Otros, 2012*, reportan los efectos de la dosis de sulfato de aluminio en la remoción de DQO, color y nitrógeno amoniacal en el lixiviado del relleno sanitario en Penang, Malasia, estableciendo una dosis de 10g/l era suficiente para eliminar el 85.4%, 96.4% y 47.6% de DQO, color y nitrogeno amoniacal respectivamente.

5.3.TEST DE JARRAS CON EL COAGULANTE DE QUITINA

Para el coagulante natural de quitina se procedió en primera instancia a realizar el test de jarras para determinación de la dosis óptima variando la dosis de coagulante sin modificar el pH del lixiviado debido a que el proceso de extracción de quitina no se

obtuvo suficiente coagulante. Después de establecer la dosis óptima de coagulante de quitina se varió el pH del lixiviado a 2, 3, 4 y 5 en los vasos precipitado con ácido sulfúrico. Realizado el test de jarras se determinó de esta manera el pH óptimo en la remoción de contaminantes en el lixiviado

5.3.1. Determinación de la dosis óptima con coagulante de quitina.

La

Tabla 8 muestra los resultados obtenidos en la remoción de contaminantes y color para el test de jarras, para el cual se estableció la dosis óptima alrededor de 10 g/l en comparación con los demás ensayos, el cual logró remover el 7.21% de DQO y 32.43% de color (Figura 30).

Tabla 8 Remoción de DQO y color en ensayo determinación de dosis óptima utilizando quitina.

Ensayo		9	10	11	12				
Dosis (mg/l)		2	6	10	14				
pH Obtenido		8.04	8.04	8.04	8.04				
DQO inicial (mg/l)	muestra	8341	8253	8341	8253	8341	8253	8341	8253
	Promedio	8297		8297		8297		8297	
DQO Final (mg/l)	muestra	8148	8053	7993	8006	7717	7680	7835	7876
	Promedio	8101		8000		7699		7856	
%Remoción de DQO		2.37	3.59	7.21	5.32				
Color inicial (mg/l)	muestra	7200	7600	7200	7600	7200	7600	7200	7600
	Promedio	7400		7400		7400		7400	
Color Final (mg/l)	muestra	6500	6700	6200	5600	4600	5400	6700	5900
	Promedio	6600		5900		5000		6300	
%Remoción de Color		10.81	20.27	32.43	14.86				

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

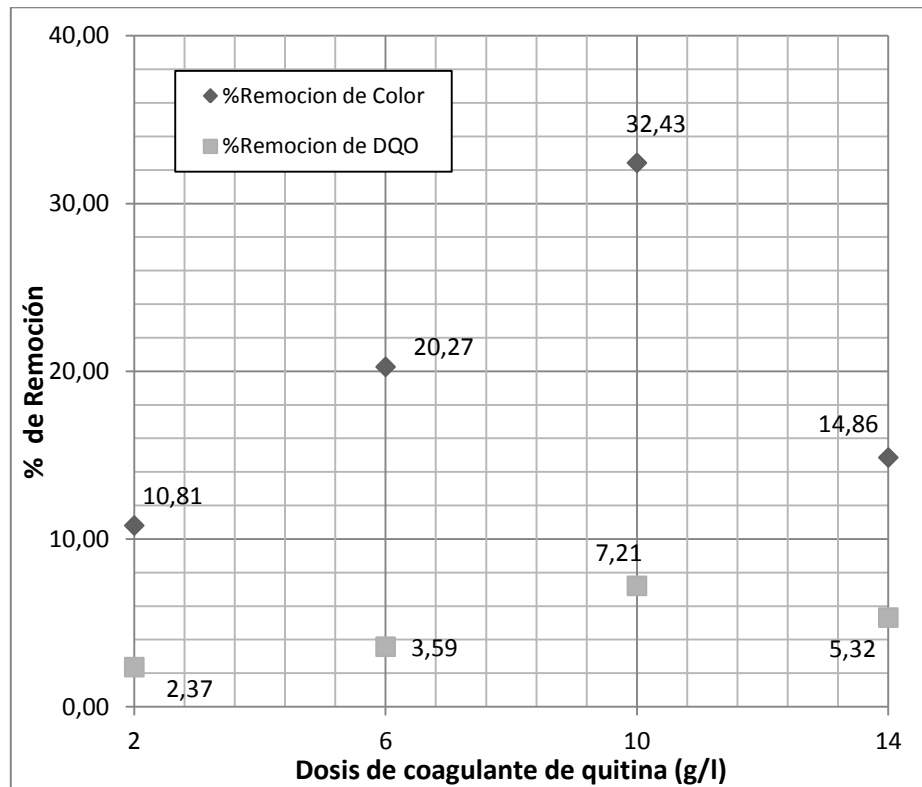


Figura 30. Resultados ensayo experimental determinación de dosis optimo en el lixiviado utilizando quitina.

En la Figura 30 se puede apreciar que la sensibilidad de la remoción de color es significativa a la variación a la dosis de coagulante de quitina. Por otra parte la influencia que se aprecia en la remoción de DQO es menor. De igual manera se sugiere realizar más ensayos experimentales para dosis intermedias de 8 y 12 g/l con el fin de especificar exactamente la dosis de óptima de coagulante, dados que los limitados recursos durante la investigación, no se pudo realizar esta experimentación detalladamente.

Los autores *Syafalni y Otros, 2012*, reportan los efectos de la dosis de coagulante de suelo laterítico en la remoción de DQO, color y nitrógeno amoniacal en el lixiviado del relleno sanitario en Penang, Malasia, estableciendo una dosis de 14g/l para la

eliminación el 85.4%, 96.4% y 47.6% de DQO, color y nitrógeno amoniacal respectivamente.

5.3.2. Determinación del pH óptimo con coagulante de quitina.

Seguido de la determinación de la dosis óptima, se procedió a establecer el pH óptimo para el coagulante natural de quitina. Para el ensayo experimental # 15 con un pH de 4 se puede apreciar una remoción significativa de DQO y color en comparación con los demás ensayos. Para este se obtuvo una remoción de 12.69% y 47.26% respectivamente (Figura 31).

Tabla 9 Remoción de DQO y color en ensayo determinación de pH óptimo utilizando quitina.

Ensayo		13	14	15	16				
Dosis (mg/l)		10	10	10	10				
pH deseado		4	4	4	4				
pH Obtenido		4	4	4	4				
DQO inicial (mg/l)	muestra	8137	8554	8137	8554	8137	8554	8137	8554
	Promedio	8346		8346		8346		8346	
DQO Final (mg/l)	muestra	7987	8054	7806	7834	7255	7318	7950	7943
	Promedio	8021		7820		7287		7947	
%Remocion de DQO		3.89		6.30		12.69		4.78	
Color inicial (PCU)	muestra	9300	10800	9300	10800	9300	10800	9300	10800
	Promedio	10050		10050		10050		10050	
Color Final (PCU)	muestra	8200	8600	7700	7300	5500	5100	7400	8200
	Promedio	8400		7500		5300		7800	
%Remocion de Color		16.42		25.37		47.26		7.14	

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

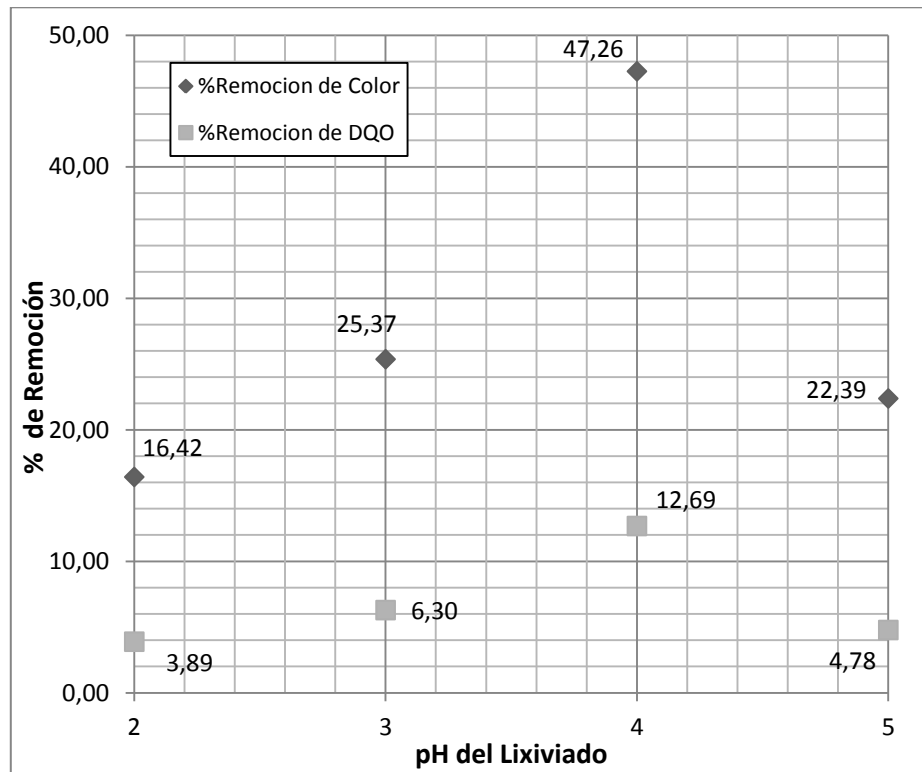


Figura 31. Resultados ensayo experimental determinación de pH óptimo en el lixiviado utilizando quitina.

En la Figura 31 se puede apreciar que la sensibilidad de la remoción de color se significativa a la variación de pH del lixiviado. Por otra parte la influencia del pH en la remoción de DQO es menor. De igual manera se sugiere realizar más ensayos experimentales con pH intermedios de 3.5 y 4.5 g/l con el fin de especificar con exactamente el pH óptimo, dados que los limitados recursos durante la investigación, no se pudo realizar esta experimentación detalladamente, sin embargo es claro que para el pH de 4 encontramos una dosis con una alta remoción de color y DQO al igual que con el coagulante de sulfato de aluminio.

Experimentaciones similares como es el caso de los autores *Syafalni y Otros, 2012*, estudiaron los efectos del pH en la remocion de DQO, color y nitrogeno amonical

obteniendo como valor 2 de pH optimo para alcanzar una eliminacion de de 65.7% de DQO, 81.8% de color y 41.2% de nitrogeno amoniacal.

Para los ensayos experimentales realizados, las remoción de DQO fueron bajas del orden del 2.26% hasta el 19.38% para el coagulante de sulfato de aluminio y de 3.89% al 12.69% para el coagulante natural de quitina en su mejor caso. Como es sabido los procesos de coagulación- floculación son recomendables en aguas con alto contenido de material coloidal porque esta baja eficiencias de remoción de DQO obtenidas con los coagulantes utilizados en esta investigación pueden ir asociadas a la posible baja concentración de materia orgánica particulada presente en los lixiviados del relleno sanitario “Loma de los Cocos” siendo mayor DQO la materia orgánica soluble.

6. CONCLUSIONES.

Las eficiencias de remoción de DQO alcanzadas utilizando el coagulante natural a base de quitina fueron del orden de 12.7% de DQO y 42.3% de color aparente, para una dosis de optima de 10 g/l de coagulante y un pH de 4.

Alternativamente el coagulante de sulfato de aluminio (alumbre) removió el 19.28% de DQO y 73.87% de color para una dosis optima alrededor de 6 g/l mientras que otros autores como es el caso de Syafalni y otros, 2012, reportan la dosis óptima de coagulante de 10 g/l para el alumbre con una eliminacion de 85,4% de DQO y 96,4% de color en los lixiviados del vertedero de Penang, Malasia.

Se puede apreciar que las eficiencias obtenidas tanto con el coagulante químico como el natural a base de quitina no son representativas debido, quizás, a la naturaleza del lixiviado (posible baja concentración de material coloidal).

Es posible que la materia orgánica particulada presente en los lixiviados del relleno sanitario “Loma de los Cocos” sea baja y también es posible que sea mayor la materia orgánica soluble.

Se determinaron la condiciones favorables de pH en el lixiviado para la remoción de contaminantes orgánicos con el coagulante de quitina y sulfato de aluminio como coagulante comparativo. Las mejores eficiencias de remoción se presentaron a pH de 4 en comparación con los con otros pH de 2, 3, y 5 experimentados, paralelamente otros autores como *Abdul Aziz y otros*, 2007, tambien reportan el pH optimo de 4 en la remocion de color y DQO.

Se estableció la dosis óptima del coagulante natural de quitina, alrededor de 10 g/l que fue la que presentó mejor remoción que las demas dosis de 2, 6 y 14 g/l

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

experimentadas mientras que, otros autores en la literatura reportan la utilización de coagulantes naturales (suelo laterítico) para la eliminación de DQO y color una dosis óptima de coagulante de 14 g/l con un pH óptimo de 2 para una remoción de DQO del 65,7% y de color del 81,8% .

Se logró extraer el coagulante natural a base de quitina de los caparazones de camarón, de este proceso hubo una pérdida de biomasa del 50% hasta la obtención del producto final, sin embargo muestra ser un proceso fácil de emplear a escala de laboratorio.

7. RECOMENDACIONES.

Los ensayos experimentales mostraron una alta sensibilidad en la remoción de color y una sensibilidad menor en la remoción de DQO asociada al pH, lo cual se sugiere en investigaciones futuras realizar mayor numero de ensayos experimentales con pH intermedios de 2.5, 3.5 y 4.5 para determinacion del pH óptimo. En el mismo sentido se sugiere realizar mayor numero de ensayos experimentales con dosis de coagulante intermedias de 4, 8 y 12 g/l para la determinación de las dosis óptima, dados a los limitados recursos durante la investigación, no se pudo realizar esta experimentación detalladamente con el número de muestras deseadas para una mayor exactitud.

Para el proceso de obtencion del coagulante natural de quitina es necesario optimizar los procesos de lavado de la muestra, debido a que el requerimiento de agua destilada es alto para neutralizar el pH de la muestra en los procesos de desmineralizacion y desproteinización química, de igual manera se hace necesario explorar el procesos de obtencion con agua des ionizada por su facil acceso en el laboratorio.

Realizar los ensayos coagulacion y flocculacion experimentando con otros coagulantes naturales reportados en la literatura, como el caso de coagulante de suelo laterítico utilizado en el vertedero de Penegan, malasia, al igual que otros coagulantes naturales obtenido de la tuna y polvo de la semilla de la caña fistula en estudios realizados en la Universidad de Cartagena. En el mismo sentido es necesario realizar ensayos experimentales con otros coagulante diferentes a alumbre muchos casos de la literatura reportan el uso de cloruro férrico (FeCl_3), y sulfato de hierro iii ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) mostrando rendimiento superiores al alumbre.

Estudios similares en la literatura reportan la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), turbidez, nitrógeno amoniacal, fósforo, plomo entre otros metales pesados en los lixiviados por los procesos de coagulación-floculación. Por los limitados recursos de de esta investigación solo se contemplo solo dos parámetros de caracterizacion color y DQO, por lo cual, se sugiere en investigaciones futuras es necesario realizar una caracterización mas amplia del lixiviado determinando la incidencia de contaminantes refractarios con los procesos de coagulacion y floculacion.

Para el tratamiento de los lixiviados del relleno sanitario “Loma de los Cocos” es necesario explorar otras alternativas de tratamiento en etapa fisico-quimico reportados en la literatura por ejemplo, la precipitacion quimica puede afectar el rendimiento de los lodos activados convencionales, por medio de precipitacion selectivamente de los iones de amonio como de fosfato de magnesio en la eliminacion de DQO (Li., Zhao, & Hao, 1999).

Entre otra alternativa, la absorcion con columna de polvo de carbon activado (PCA) proporciona una mejor reduccion de los niveles de DQO, sin embargo el principal inconveniente es la necesidad de regeneracion frecuente de columna o alto consumo de PCA, pero proporciona la capacidad de absorber mas del 85% de DQO (Rodriguez, Castrillon, Maranon, Sastre, & Fernandez, 2004). Por otra parte la oxidacion quimica es un metodo apliamente estudiado para el tratamiento de efluentes que contiene compuestos refractarios tales como lixiviados de verterdero, la utilizacion de oxidantes fuertes, por ejemplo, oxono (O_3) y peroxido (H_2O_2), combinados con la irradiacion por ejemplo, radiacion ultravioleta (UV), el utrasonido (US) (Wang, Smith, & El-Din, 2003) suelen ser tecnicas reportados actualmente en la literatura.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abdul Aziz, H., Alias, S., Adlan, M. N., Faridah, Asaari, A., & Zahari Shahrir, M. (2007). Colour removal from landfill leachate by coagulation. *Bioresource Technology*, 218-220.
- Abood, A., Bao, J., Du, J., Zheng, D., & Luo, Y. (2014). Non-biodegradable landfill leachate treatment by combined process of agitation, coagulation, SBR and filtration. *Waste Management*, 439-447.
- Alcaldia de Cartagena; Universidad de Cartagena; Instituto de Hidráulica y saneamiento ambiental. (2007). *Plan de Gestion Integral de Residuos Solidos del Distrito de Cartagena*. Cartagena.
- Bermúdez Robles, W. W. (2013). Tratamiento de lixiviados en rellenos sanitarios por medio de sistemas de evaporación. *Tratamiento de lixiviados en rellenos sanitarios por medio de sistemas de evaporación*. Cartagena, Colombia, Bolivar: Universidad de Cartagena.
- Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2009). Applications of chitin- and chitosan-derivatives for the detoxification of water and wastewater — A short review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 26-38.
- Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe. (24 de Abril de 2014). *Servicio Meteorológicos: CIOH*. Recuperado el 24 de Abril de 2014, de Servicio Meteorológicos: CIOH:
http://www.cioh.org.co/dev/proserv/dat_generales.htm
- CORANTIOQUIA. (01 de Agosto de 2001). Resolución 4305 Protocolo para la toma y preservación de muestras de agua. *Resolución 4305 Protocolo para la toma y preservación de muestras de agua*. Medellín, Antioquia, Colombia: CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CENTRO DE ANTIOQUIA.
- de Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría Tomo I. En L. de Vargas, *Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría*

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

Tomo I (págs. 151-220). Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Dobias , B., & Stechemesser , H. (2010). Coagulation and Flocculation. En B. Dobias, & H. Stechemesser, *Coagulation and Flocculation* (pág. 195). United States of America: Taylor & Francis Group.

Fernandez Yepes, J. J., & Torres Gil , L. K. (2012). Reducción de DQO y aumento del índice de Biodegradabilidad de los lixiviados del relleno sanitario Loma de los Cocos mediante columnas de adsorción a base de carbón activado. *Reducción de DQO y aumento del índice de Biodegradabilidad de los lixiviados del relleno sanitario Loma de los Cocos mediante columnas de adsorción a base de carbón activado*. Cartagena, Bolivar, Colombia: Universidad de Cartagena.

Giraldo, E. (1997). Tratamiento de Lixiviados en rellenos sanitarios: Avances Recientes. *Universidad De Los Andes*, 44-55.

Guzmán, L., Taron, A., & Nuñez, A. (2013). Polvo de la semilla Cassia fistula como coagulante natural en tratameintos de agua potable. *Ciencia e Ingeniería al día*.

Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modeling of activated sludge process. *Water Science & Technology*, 1-15.

Hocaoglu, S., Insel, G., Cokgor, E., Baban , A., & Orhon, D. (2010). COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater: black and grey water fractions. *Chemical Technology and Biotechnology*, 1241-1249.

Li, W., Hua, T., Zhou, Q., Zhang, S., & Li, F. (2010). Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 56-62.

Li,, X., Zhao, Q., & Hao, X. (1999). Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Manage*, 409–415.

Minambiente. (23 de Marzo de 2005). Decreto 838 de 2005. En d. M. Ministerio, *Decreto 838 de 2005*. Bogotá, Cundinamarca, Colombia.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- Ministerio de Desarrollo Económico-Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. (NOVIEMBRE de 2000). Reglamento Técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS-2000. *Sistemas de Aseo Urbano*. Bogota D.C., Cundinamarca, Colombia.
- Noguera, K., & Olivero, J. (2010). Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso Colombiano. *Revista de la academia Colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 347-356.
- Okuda, T., Baes, A., Nishijima, W., & Okada, M. (2001). Isolation and characterization of coagulant extracted from moringa oleifera seed by salt solution. *Water Research*, 405–410.
- R. Jayakumar, M. Prabakaran, S.V. Nair, S. Tokura, H. Tamura, & N. Selvamurugan. (2010). Novel carboxymethyl derivatives of chitin and chitosan materials and their biomedical applications. *Progress in Materials Science*, 675-709.
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P.-M., & Crini, G. (2009). Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, 1337-1348.
- Rodriguez, J., Castrillon, L., Maranon, E., Sastre, H., & Fernandez, E. (2004). Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Research*, 3297–3303.
- Romero Rojas, J. A. (1996). En J. A. Rojas, *Acuiquímica* (págs. 116-118). Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero Rojas, J. A. (1996). En J. A. Romero Rojas, *Acuiquímica* (págs. 54-55). Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero Rojas, J. A. (2009). Purificación del agua. En J. A. Romero Rojas, *Purificación del agua* (págs. 84-85). Bogotá D.C.: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Sawyer, C., McCarty, P., & Parkin, G. (2003). *Chemistry for Environmental Engineering*. New York: Mc Graw-Hill International Editions.
- SSPD. (2008). *Situación de la disposición final de residuos sólidos en Colombia*. Superintendencia de Servicios Públicos y Domiciliarios.

Tratamiento de lixiviados mediante el uso de la quitina como coagulante natural.
Caso de estudio: Parque Ambiental Loma de los Cocos de la Ciudad de Cartagena de Indias

- Syafalni, Lim, H. K., Abustan, N. I., Murshed, M. F., & Ahmad, A. (2012). Treatment of landfill leachate by using lateritic soil as a natural coagulant. *Journal of Environmental Management*, 353-359.
- Villabona, Á., Tejada, C., & Guzmán, L. E. (2013). Remoción de color y turbidez en aguas grudas utilizando Cactus *Opuntia ficus indica* como coagulante natural. *Ciencia e Ingeniería al día* .
- Wang, F., Smith, D., & El-Din, M. (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 413–427.
- Wanga, Z.-p., Zhanga, Z., Lina, Y.-j., Denga, N.-s., Taob, T., & Zhuob, K. (2002). Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, 153-159.