



Evaluación del uso de lodo de un proceso de potabilización convencional, en el mejoramiento de la sedimentación primaria en aguas residuales municipales

Ana Grey Mora León

Tesis de maestría presentada para optar al título de Magíster en Ingeniería Ambiental

Director

Julio César Saldarriaga Molina, Doctor (PhD) en Ingeniería

Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería
Maestría en Ingeniería Ambiental
Medellín, Antioquia, Colombia
2022

Cita	(Mora León, 2022)
Referencia	Mora León, A. G. (2022). <i>Evaluación del uso de lodo de un proceso de potabilización convencional, en el mejoramiento de la sedimentación primaria en aguas residuales municipales</i>
Estilo APA 7 (2020)	[Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.



Maestría en Ingeniería Ambiental, Cohorte XIX.

Grupo de Investigación Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA).



Biblioteca Carlos Gaviria Díaz

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

Rector: John Jairo Arboleda Céspedes.

Decano/Director: Jesús Francisco Varga Bonilla.

Jefe departamento: Diana Catalina Rodríguez Loaiza.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

TABLA DE CONTENIDO

1.INTRODUCCIÓN	8
2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE	11
2.1 Coagulación – Flocculación.....	11
2.2 Lodo de potabilización.....	12
2.3 Recuperación de coagulante.....	13
2.3 TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL	16
2.3.1 Aguas residuales.....	16
2.3.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales – PTAR.....	17
2.3.3 Sedimentación primaria químicamente mejorada.....	21
3. OBJETIVOS DEL PROYECTO	23
3.1 Objetivo General.....	23
3.2 Objetivos Específicos.....	23
4. METODOLOGÍA	23
4.1 Sitio de estudio.....	23
4.2 Recolección y caracterización de las muestras.....	28
4.2.1 Muestras del Afluente Primario.....	28
4.2.2. Muestras de lodo PTAP.....	28
4.3 Acidificación de lodos para la recuperación de coagulante.....	30
4.4 Ensayos de jarras: Evaluación del desempeño de los coagulantes.....	30
4.6 Tratamientos óptimos.....	32
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
5.1 Características de los lodos.....	32
5.2 Efecto de la dosis de lodo crudo en ensayos preliminares.....	34
5.3 Efecto de la dosis de lodo crudo acidificado en ensayos preliminares.....	36
5.4 Coagulantes comerciales PAC y Sulfato férrico.....	57
5.5 RESULTADOS OBTENIDOS CON LAS DOSIS ÓPTIMAS.....	61
5.6 CONCLUSIONES.....	75
6. BIBLIOGRAFÍA	78
7. ANEXOS	90

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación de la PTAP y PTAR del Municipio El Santuario.....	24
Figura 2. PTAP del Municipio de Santuario.....	24
Figura 3. Sedimentadores de la PTAP.....	25
Figura 4. Lecho de secado de los lodos de potabilización.....	25
Figura 5. PTARD del Municipio El Santuario.....	26
Figura 6. Cribado en la PTARD de Santuario.....	27
Figura 7. Sedimentadores de alta tasa de PTARD.....	27
Figura 8. Lodo crudo Sedimentación Natural.....	29
Figura 9. Lodo húmedo preparado para ser secado.....	29
Figura 10. Lodo seco triturado y tamizado malla 16.....	30
Figura 11. Lodo crudo.....	35
Figura 12. Remoción de turbiedad.....	35
Figura 13. pH final lodo crudo.....	36
Figura 14. Lodo crudo acidificado H ₂ SO ₄ (mezcla) a diferentes concentraciones.....	37
Figura 15. Lodo crudo acidificado HCl (mezcla) a diferentes concentraciones.....	38
Figura 16. Efecto de la dosis de HCl (sobrenadante) a diferentes concentraciones.....	39
Figura 17. Efecto de la dosis del H ₂ SO ₄ (sobrenadante) a diferentes concentraciones ..	39
Figura 18. Efecto de la dosis de H ₂ SO ₄ (Mezcla) a diferentes concentraciones.....	40
Figura 19. Efecto de la dosis de HCl (Mezcla) a diferentes concentraciones.....	41
Figura 20. Efecto de la dosis de HCl (sobrenadante) a diferentes concentraciones.....	41
Figura 21. Efecto de la dosis del H ₂ SO ₄ (sobrenadante) pH a diferentes concentraciones	42
Figura 22. Lodo seco Malla 16 (1.0 mm) a diferentes pH.....	43
Figura 23. Lodo seco Malla 16 (1.0 mm) pH final.....	43
Figura 24. Lodo seco H ₂ SO ₄ Mezcla Malla 16 (1.0 mm).....	45
Figura 25. Lodo seco H ₂ SO ₄ Sobrenadante Malla 16 (1.0 mm).....	45
Figura 26. Lodo seco HCl mezcla Malla 16 (1.0 mm).....	46
Figura 27. Lodo seco HCl sobrenadante Malla 16 (1.0 mm).....	46
Figura 28. Lodo seco H ₂ SO ₄ mezcla Malla 16 (1.0 mm).....	47
Figura 29. Lodo seco H ₂ SO ₄ Sobrenadante Malla 16 (1.0 mm).....	48
Figura 30. Lodo seco HCl mezcla Malla 16 (1.0 mm).....	48
Figura 31. Malla 16 (1.0 mm) HCl sobrenadante.....	49
Figura 32. Costos H ₂ SO ₄ Mezcla lodo Húmedo.....	52
Figura 33. Costos H ₂ SO ₄ Mezcla lodo Seco.....	53

Figura 34. Costos HCl Mezcla lodo Húmedo	53
Figura 35. Costos HCl Mezcla lodo Seco	54
Figura 36. Costos H ₂ SO ₄ Sobrenadante lodo Húmedo	54
Figura 37. Costos H ₂ SO ₄ Sobrenadante lodo Seco	55
Figura 38. Costos HCl Sobrenadante lodo Húmedo	55
Figura 39. Costos HCl Sobrenadante lodo Seco	56
Figura 40. Efecto del pH en la dosis de coagulante PAC	58
Figura 41. Efecto del pH en la dosis de coagulante sulfato férrico.....	59
Figura 42. Efecto del pH en la dosis de coagulante PAC	60
Figura 43. Efecto del pH en la dosis de coagulante sulfato férrico.....	61
Figura 44. Remoción de Materia Orgánica	65
Figura 46. Remoción de Compuesto de Fósforo.....	69
Figura 47. Remoción de Compuesto de Nitrógeno	71
Figura 48. Remoción de metales Al y Fe	73

Lista de tablas

Tabla 1. Resultados de la composición del LPTAP de diferentes estudios	14
Tabla 2. Contaminantes importantes de interés en el tratamiento de las aguas residuales.	17
Tabla 3. Caracterización del lodo de la PTAP de Santuario	33
Tabla 4. Caracterización de los lodos por XRF.....	33
Tabla 5. Costo de los ácidos.....	50
Tabla 6. Costos para la acidificación.....	50
Tabla 7. Dosis óptimas para los ensayos finales	61
Tabla 8. Parámetros medidos en las condiciones óptimas	62

Anexo

Anexo 1. Lodo Crudo.....	90
Anexo 2. Lodo Crudo H ₂ SO ₄	92
Anexo 3. Lodo Seco H ₂ SO ₄	94
Anexo 4. Lodo crudo HCl.....	97
Anexo 5. Lodo seco HCl.....	99
Anexo 6. Sobrenadante H ₂ SO ₄	101
Anexo 7. Lodo seco sobrenadante H ₂ SO ₄	104
Anexo 8. Sobrenadante HCl.....	106

Anexo 9. Lodo seco sobrenadante HCl.....	108
Anexo 10. Coagulantes comerciales	111
Anexo 11. Ensayos lodo crudo acidificado con HCl a 2.5N – 30 mL/L, Sobrenadante	114
Anexo 12. Ensayo lodo crudo acidificado con H ₂ SO ₄ a 3.5N – 50 mL/L Mezcla	115
Anexo 13. Ensayo con sulfato férrico a pH 8	116
Anexo 14. Ensayo con PACl a pH 6.....	117
Anexo 15. Ensayo con lodo seco a pH 9.....	118
Anexo 16. Ensayo con lodo seco acidificado con HCl 2.5N – 50 mL/L Mezcla	119

AGRADECIMIENTOS

A Dios por permitirme llegar a este momento tan especial en mi vida. Por los triunfos y los momentos difíciles que me han enseñado a valorarlo cada día más y por darme la oportunidad de obtener este triunfo.

A mis padres, hermanos, familia y amigos por todo el amor y apoyo brindado durante este proceso.

Al grupo de Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA), a mi director Julio César Saldarriaga Molina, por la oportunidad, dirección y recursos económicos, intelectuales, logísticos y científicos que hicieron posible este trabajo.

Al Master Camilo Castro Jiménez por su dirección, consejo y conocimiento científico con los cuales respaldó y contribuyó a la culminación de este proyecto.

Gracias a todas las personas que ayudaron directa e indirectamente en la realización de este proyecto.

1. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial se identifica un incremento en la demanda de agua potable asociado al rápido crecimiento de la población y a la tendencia hacia la urbanización, lo que genera la necesidad de aumentar la producción de agua potable para satisfacer la creciente demanda (Ahmad, Ahmad y Alam, 2016a).

La protección de este recurso se da mediante la legislación y tiene dos vertientes principales. La primera está basada en el uso sostenible del agua y en la prevención de la contaminación, por ser la manera más eficaz de asegurar su calidad y disponibilidad actual y futura. La segunda se basa en la protección del medio receptor, mediante estándares de calidad mínimos obligatorios que debe cumplir el agua antes de ser devuelta al medio (Sanz *et al.*, 2014).

De otro lado, uno de los procesos reconocidos de tratamiento de agua, incluyen la coagulación, ampliamente utilizada en sistemas de agua potable. En la coagulación, las sales férricas y de aluminio se dosifican en el agua cruda para neutralizar la carga superficial de contaminantes y desestabilizar las partículas coloidales. Este mecanismo permite la formación de partículas de flóculos más grandes que se depositan eficientemente en el proceso de sedimentación o se eliminan aún más en procesos de filtración posterior (Teh *et al.*, 2016), obteniéndose, por tanto, una eliminación más efectiva de los contaminantes. Sin embargo, a gran escala este tratamiento requiere grandes cantidades de productos químicos (coagulantes), que producen grandes volúmenes de lodo residual (Henderson *et al.*, 2009; Keeley *et al.*, 2014a).

En este contexto, el subproducto que resulta de las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP), es el lodo que se acumula en los tanques de sedimentación, denominado lodo de potabilización –lodo PTAP– (Meng *et al.*, 2018); este se compone de agua, sólidos suspendidos y una fracción de productos resultantes de la adición de coagulantes (De Oliveira, Chiaradia, Da Rocha y Da Silva, 2018) y es considerado tóxico y peligroso (De Almeida y Zulanas, 2016). El lodo PTAP representa del 1 al 3% del volumen total del agua tratada (Dassanayake *et al.*, 2015) y su producción a escala mundial según Caniani *et al.*, (2013) se está incrementando y para el año 2013 ya era mayor a 10.000 ton/día.

Sin embargo, el lodo de PTAP se descarga directamente a los cuerpos hídricos cercanos o se dispone en los rellenos sanitarios, después de la deshidratación (Wang *et al.*, 2018; Ahmad,

Ahmad y Alam, 2016b); pero este tipo de disposición, aunque es menos costosa, no es una solución adecuada, debido a la posibilidad de contaminación del agua y el suelo; por lo tanto es necesario desarrollar estrategias apropiadas de gestión y manejo adecuado del lodo PTAP de una manera económica y ambientalmente amigable, que ayude a resolver esta problemática global (Ahmad *et al.*, 2016a).

Entre las alternativas investigadas para el manejo del lodo PTAP, se incluyen su uso en el tratamiento de aguas residuales como coagulante para el mejoramiento de la sedimentación primaria (Ahmad *et al.*, 2016a). En este sentido, debido a la naturaleza anfótera de los lodos de potabilización, su reutilización como coagulante recuperado en condiciones ácidas en el rango de pH 1 – 3, se ha considerado un enfoque potencial porque el proceso podría recuperar efectivamente el coagulante en un 70%, mejorando la deshidratación y de paso, reducir el volumen de lodo (Panswad y Chamnan, 1992; Huang *et al.*, 2010; Jung *et al.*, 2016). Sin embargo, los compuestos orgánicos dentro del lodo tienen un comportamiento de solubilidad de pH similar (Prakash y Sengupta, 2003; Keeley *et al.*, 2016). Si se logra una recuperación exitosa del coagulante de los lodos de potabilización, este se puede reutilizar como reactivo de coagulación en el tratamiento de aguas residuales, lo cual conduciría a una reducción del uso comercial de coagulante, así como a una reducción de volumen/sólido, lo que proporcionaría beneficios ambientales y económicos (Prakash y Sengupta, 2003; Jung *et al.*, 2016).

Sin embargo, la reutilización de los coagulantes recuperados en el tratamiento de aguas residuales ha demostrado ser efectiva, ya que son menos sensibles a la presencia de impurezas y han sido viables en diferentes configuraciones del tratamiento de aguas residuales (Yang *et al.*, 2014; Keely *et al.*, 2016). Por lo tanto, se tiene un gran potencial en el mejoramiento de la sedimentación primaria en el tratamiento de aguas residuales, dosificando coagulante recuperado, puede mejorar la eliminación de contaminantes y disminuir eficazmente las concentraciones de nutrientes y orgánicos en el efluente primario, es una estrategia rentable para el tratamiento de aguas residuales municipales y para las grandes ciudades que están en constante crecimiento (Murugesan *et al.*, 2014; Lin & Li, 2018).

En las últimas décadas se han diseñado sistemas de tratamiento de aguas residuales que tradicionalmente se han operado, por motivos de protección del medio ambiente, para diferentes niveles de eliminación de carbono orgánico (C), pero que recientemente se han transformado y

mejorado para la remoción de otros contaminantes como: macronutrientes -Nitrógeno (N) y Fósforo (P)-, metales pesados y micro-contaminantes (Lagerkvist, *et al.*, 2016). Pero para alcanzar los estándares de calidad, que actualmente exige la legislación y la sociedad, existen muchas opciones de tratamiento que deben ser adecuadas a las necesidades tanto del flujo contaminado como del medio que va a recibir el efluente (Bai, *et al.*, 2017).

Debido a que la sostenibilidad global del agua se vuelve cada vez más importante, la reutilización de las aguas tratadas y la recuperación de los recursos son determinantes, de allí, que los residuos se consideran dentro de los planes de gestión donde los requisitos de tratamiento más rigurosos se combinan con un manejo óptimo de los recursos. Este enfoque incluye reducir al mínimo el uso de los recursos para el tratamiento y la maximización de la recuperación de los recursos presentes en las aguas residuales, tales como carbono renovable, energía y macronutrientes (Hernández, 2012; Lagerkvist, *et al.*, 2016).

Por lo tanto, la recuperación de coagulantes de los lodos y su posterior aplicación exige un método rentable. Dado que el proceso de recuperación involucra una serie de factores, se pueden considerar estudios simulados con solo un número significativo y limitado de variables para improvisar la recuperación del coagulante. Esto también mejoraría su potencial de reutilización adicional. La mayoría de los estudios anteriores han informado de un enfoque de prueba de factor único en la recuperación de coagulantes principalmente de lodos de alumbre o lodos a base de aluminio (Ahmad *et al.*, 2021).

Este trabajo de investigación presenta como alternativa el reúso del lodo de potabilización como fuente para producir coagulantes y su evaluación en el mejoramiento de la sedimentación primaria de aguas residuales. Se trabajó con el lodo de la PTAP del municipio del Santuario y los coagulantes obtenidos fueron aplicados al afluente primario de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas (PTARD) del mismo municipio, como una solución tecnológica de bajo costo, buscando mejorar la remoción de materia orgánica, nutrientes y sólidos en la etapa de la sedimentación primaria, todo ello, con el propósito de orientar la búsqueda de soluciones a los problemas planteados en relación con la gestión y manejo adecuado del lodo PTAP.

2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

2.1 Coagulación – Flocculación

La coagulación es uno de los muchos pasos que se utilizan en el tratamiento de aguas superficiales para eliminar partículas en suspensión, coloides, compuestos orgánicos, color y microorganismos del agua antes de beberla (Keeley *et al.* 2014a; Fouad *et al.* 2017a, 2017b). La coagulación es el método más común para la eliminación de materia orgánica natural (MON). Las sales de hierro y aluminio se utilizan en grandes cantidades y desempeñan un papel fundamental en la producción de agua potable y la eliminación de MON, color y turbidez (Albrektiene *et al.*, 2019).

La coagulación – flocculación juega un papel clave en el tratamiento del agua, para eliminar la mayor parte de las impurezas del agua cruda; el proceso requiere una gran cantidad de productos químicos y produce un volumen aún mayor de lodo. Por ejemplo, el Reino Unido utiliza más de 325.000 toneladas de coagulante cada año y las sales a base de aluminio y férrico, constituyen la mayor parte de este total, con 107.000 y 165.000 toneladas, respectivamente (Henderson *et al.*, 2009; Keeley *et al.*, 2014b).

Por otro lado, la cantidad de lodos del tratamiento de agua generados durante el proceso de coagulación – flocculación, son generalmente depositados en los cuerpos de agua o en vertederos o se aplica en tierra considerándolo como material inerte y no peligroso (Babatunde & Zhao, 2007; Keeley *et al.*, 2014b). Sin embargo, la eliminación en vertederos aumenta la necesidad de tierra, mientras que la eliminación de lodos de tratamiento de agua en cuerpos de agua y tierra tiene un efecto dañino en peces y plantas, debido a su gran contenido de aluminio (Al) y hierro (Fe) (Muisa *et al.*, 2011; Nair & Ahammed, 2017). El término lodo de tratamiento de agua, abarca todos los desechos producidos durante el tratamiento del recurso hídrico, y las propiedades de este dependen típicamente de la calidad del agua cruda y del método de tratamiento aplicado (Ahmad *et al.*, 2016a). Las características de los flóculos son de gran importancia porque generalmente afectan la remoción de contaminantes y el comportamiento de las partículas, específicamente con respecto a las tasas de colisión y sedimentación (Johnson *et al.*, 1996; Mazari *et al.*, 2018).

Si bien es probable que el tratamiento con coagulantes convencionales siga siendo una opción popular y de bajo costo para la eliminación de contaminantes en el futuro previsible, el proceso se

ha visto expuesto a mayores costos de transporte y precios globales de los productos básicos, así como regulaciones ambientales y estándares de calidad del agua más estrictos (Keeley *et al.*, 2014b).

2.2 Lodo de potabilización

Los lodos de potabilización se producen a partir de procesos consecutivos de tratamiento de agua, incluidos los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Durante el proceso de purificación, se agregan sales de hierro o aluminio al agua cruda para eliminar coloides, colorantes, sólidos en suspensión y otros contaminantes, ya que una planta de tratamiento de agua típica produce alrededor de 100.000 ton/año de lodos mientras que, a escala global, la literatura disponible estima que la producción diaria de lodos excede las 10.000 toneladas (Babatunde y Zhao, 2007; Amhad *et al.*, 2016a). En países en desarrollo, los lodos de potabilización generalmente han sido desechados en arroyos receptores o alcantarillas sanitarias, mientras que, en los países desarrollados, se desechan en vertederos después de tratamientos como lagunas de lodos, deshidratación mecánica y espesamiento (Babatunde y Zhao, 2007, Makris y O'Connor, 2007). Sin embargo, estudios más recientes han demostrado que la eliminación de lodos de potabilización en los cuerpos de agua puede inducir efectos tóxicos en la vida acuática (Muisa *et al.*, 2011; Nair & Ahammed, 2015).

Con base en lo anterior y con el propósito de definir las alternativas de reúso del lodo PTAP, se deben conocer sus características, que dependen típicamente de la calidad del agua cruda y del tratamiento aplicado. En el caso de tratamiento de aguas superficiales, a veces se producen cambios notables en la producción de lodo en términos de calidad y cantidad, que se deben a un cambio considerable en la calidad del agua cruda, así como en la dosificación de productos químicos utilizados en los procesos de tratamiento (Ahmad *et al.*, 2016a). Estas aplicaciones incluyen la utilización de lodos de potabilización para productos cerámicos (Zamora *et al.*, 2008; Kizinievic *et al.*, 2013; Mymrin *et al.*, 2017), producción de cemento y hormigón (Rodríguez *et al.*, 2010; Sales *et al.*, 2011; Hwang *et al.*, 2017) así como el tratamiento de aguas residuales como adsorbente para la remoción de compuestos fenólicos (Fragoso y Duarte, 2012), fosfatos (Razali *et al.*, 2007; Piaskowski, 2013), tintes de vertido de la industria textil (Chu, 1999; Abo-El-Enein *et al.*, 2017) y metales pesados (Ippolito *et al.*, 2011; Siswoyo *et al.*, 2014).

En la Tabla 1 presentan los resultados de la composición del lodo PTAP de diferentes estudios, recopilados por Ahmad et al. (2016a) en su artículo de revisión; en esta tabla se observa que el porcentaje de diferentes óxidos presenta gran variabilidad; pero en general, la sílice (SiO_2) constituye la mayor parte, seguido de alúmina (Al_2O_3) y trióxido de hierro (Fe_2O_3) (según el coagulante utilizado), otros óxidos tales como óxido de calcio (CaO), óxido de magnesio (MgO), óxido de sodio (Na_2O), óxido de potasio (K_2O), óxido de fósforo (III) (P_2O_5) y dióxido de titanio (TiO_2) se encuentran en un bajo porcentaje. También se reportan algunos metales pesados que hacen parte del agua cruda o están presentes como impurezas en los coagulantes, y se concentran en el lodo durante el tratamiento.

También se han probado dos enfoques diferentes para el uso de lodos de tratamiento de agua en el agua y el tratamiento de aguas residuales. En el primer enfoque, se recupera el coagulante del lodo y se utiliza para el tratamiento de agua y aguas residuales. En el segundo enfoque, el lodo húmedo o seco se utiliza como coagulante o adsorbente para eliminar diferentes contaminantes. La recuperación del metal coagulante del lodo es una opción atractiva y se ha informado en diferentes estudios (Keeley *et al.*, 2014a, 2016).

2.3 Recuperación de coagulante

La reutilización de coagulantes recuperados (CR) en el tratamiento de aguas residuales puede proporcionar ventajas similares a la reutilización en el tratamiento de agua potable, pero es menos sensible a la presencia de impurezas. Los lodos de potabilización han demostrado ser efectivos y económicamente viables en una serie de configuraciones dentro del tratamiento de aguas residuales (King *et al.*, 1975, Masides *et al.*, 1988; Parsons y Daniels, 1999; Jiménez *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2014).

Los avances más importantes en la sostenibilidad en la industria del agua se centran en minimizar el uso de energía y reutilizar los lodos de agua potable y agua residual. El tratamiento con coagulante convencional tiene un impacto considerable en la mejora de la sostenibilidad a través de la recuperación del coagulante, que permite que los átomos de los metales coagulantes se reciclen y reutilicen repetidamente (Keeley *et al.*, 2014b). Se han adoptado diferentes técnicas para recuperar sales de hierro o aluminio del precipitado: tratamiento ácido, tratamiento alcalino, intercambio iónico con una resina catiónica (Petruzzelli *et al.*, 2000; Albrekhtiené *et al.*, 2019),

intercambio iónico líquido (Sthapak *et al.*, 2008) y membranas impulsadas por presión, como procesos de ultrafiltración y electrodiálisis (Sthapak *et al.*, 2008; Keeley *et al.*, 2014b).

Tabla 1. Resultados de la composición del LPTAP de diferentes estudios

<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>LPTAP en general (Fe y Al)</i>
SiO ₂	%	10,9 – 64,3
Al ₂ O ₃	%	1,34 – 30,39
Fe ₂ O ₃	%	5,18 – 68,65
CaO	%	0,16 – 11,85
MgO	%	0,17 – 2,15
Na ₂ O	%	0,17 – 6,09
K ₂ O	%	0,35 – 5,41
P ₂ O ₅	%	0,83 – 9,39
TiO ₂	%	0,56 – 1,38
<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>LPTAP de Al</i>
pH		6,5 ± 0,3
Sólidos totales	mg/L	2500 – 52345
Al	mg/kg	118700 ± 24260
Fe	mg/kg	37000 ± 19740
Ca	mg/kg	10360 ± 4299
Mg	mg/kg	2407 ± 572
Na	mg/kg	355 ± 142
K	mg/kg	3547 ± 582
S	mg/kg	6763 ± 2955
Mn	mg/kg	2998 ± 1122
Zn	mg/kg	98 ± 31
Cu	mg/kg	624 ± 581
Ni	mg/kg	28 ± 10
Pb	mg/kg	22 ± 12
Cr	mg/kg	20 ± 7
Cd	mg/kg	0,12 ± 0,02
Hg	mg/kg	0,46

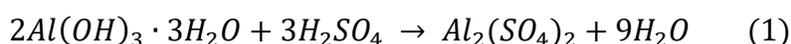
ND: No determinado, *Adaptada de Ahmad et al., 2016a*

La acidificación es el método de recuperación de coagulantes más popular debido a su bajo costo y alta eficiencia en comparación con la alcalinización (Ishikawa *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2009; Huang *et al.*, 2010). Algunos de los investigadores antes citados, se habían centrado en la recuperación de coagulantes y la reducción del volumen de lodos de aluminio, ya que las sales de aluminio como el sulfato de aluminio (alumbre) y el cloruro de polialuminio (PACl) se utilizan comúnmente en el proceso de tratamiento de agua (Ishikawa *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2012; Cheng *et al.*, 2012).

La recuperación de alumbre de lodos de tratamiento de agua para su reutilización es una alternativa clave para la eliminación de lodos y disminuiría el uso de productos químicos en la

industria del agua (Ayoub & Abdelfattah, 2016). Si bien este concepto no es novedoso, los aspectos financieros del proceso y la calidad de los ítems recuperados han restringido su implementación como resultado de la liberación de otros metales incluidos en los lodos con aluminio, como manganeso, arsénico y zinc. Esto limitaría el uso de los coagulantes recuperados. Por lo tanto, se sugiere que los coagulantes recuperados se utilicen en procesos de tratamiento de aguas residuales (Chen *et al.*, 2011; Ayoub & Abdelfattah, 2016). Por otro lado, los rendimientos de coagulantes y ácido recuperado (es decir, la competencia del procedimiento) son críticos para la economía del proceso, como se esperaría ya que los lodos de tratamiento de agua tienen un suministro abundante a solo el costo de su transporte e instalación, lo que hace que el reemplazo regular sea una opción factible. Los rendimientos más altos de recuperación de alumbre sugieren un menor consumo de ácido por unidad de peso de coagulante y, además, un menor desperdicio y una menor demanda de coagulantes frescos suplementarios (Keeley *et al.*, 2012; Abdel Azim *et al.*, 2013).

El proceso de acidificación para la recuperación del alumbre consta de tres pasos secuenciales: espesamiento del lodo, acidificación del lodo a valores de pH entre 1 y 3 unidades y la decantación para obtener el aluminio disuelto para su reutilización. Con este método se puede lograr una tasa de recuperación de aluminio que oscila de acuerdo con algunas investigaciones, a valores entre el 60 y el 80% (Davis, 2010; Abdel Azim *et al.*, 2013). La reacción ocurre según la ecuación 1.



Ramadan *et al.* (2017) evaluaron el uso de alumbre recuperado y fresco como coagulantes para el postratamiento de efluentes de aguas residuales secundarias y los resultados arrojaron eficiencias de eliminación de DBO₅, DQO y SST utilizando alumbre recuperado de 51.9, 39.8 y 55.7%, respectivamente, en comparación con 54.4, 43.7 y 58.9%, respectivamente, utilizando alumbre nuevo.

2.3 TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

2.3.1 Aguas residuales

Toda actividad humana genera residuos o desechos sólidos, gaseosos y líquidos. La fracción líquida de los mismos conocida como aguas residuales (AR), es esencialmente el agua que se obtiene una vez ha sido contaminada durante las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticas y en general cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (DOF, 2003).

Las AR requieren de un proceso de tratamiento específico, porque pueden ocasionar graves problemas ambientales, sanitarios o de salud pública, como infecciones bacterianas (Hernández, *et al.*, 2017). Desde el punto de vista ambiental, la contaminación de las aguas no sólo elimina una buena parte de la vegetación y fauna autóctona acuática, sino que ocasiona desequilibrios generalizados a todo el ecosistema terrestre que depende de la masa de agua. Las características de las AR son muy diversas, dependiendo de sus orígenes, por lo que su tratamiento depende de su procedencia y uso específico al cual está destinada (Loaiza, *et al.*, 2009; Metcalf y Eddy., 2009). En general se consideran las AR domésticas a los líquidos provenientes de las viviendas o residencias, edificios comerciales e institucionales, mientras que AR municipales a todos los residuos líquidos transportados por el alcantarillado de una ciudad o población (Olea, 2013).

En general las actividades humanas suelen utilizar los cuerpos de agua como sumideros de desechos. Aunque los ecosistemas naturales tienen cierta capacidad de autodepuración que permite amortiguar y corregir los efectos de la contaminación, el potente desarrollo demográfico de la especie humana, unido al desarrollo industrial y a su tendencia al agrupamiento en grandes urbes, ha generado una cantidad y calidad de vertidos que alcanzan niveles que superan con mucho esa capacidad de autodepuración de los sistemas receptores (Hernández, *et al.*, 2017). En consecuencia, los cauces acaban siendo una masa de agua pestilente y muerta, fuente de enfermedades y olores que la hacen inservible para otros usos o para sostener la vida de ecosistemas acuáticos.

Los contaminantes de interés en el tratamiento de las aguas residuales se ilustran en la Tabla 2.

Tabla 2. Contaminantes importantes de interés en el tratamiento de las aguas residuales

<i>Contaminantes</i>	<i>Importancia</i>
Nutrientes	Cuando son lanzados en el ambiente acuático, pueden llevar al crecimiento de vida acuática indeseables. Cuando son aplicados al suelo en cantidades excesivas, pueden contaminar también el agua subterránea.
Compuestos (orgánico e inorgánicos)	Compuestos orgánicos e inorgánicos seleccionados en función de su conocimiento o sospecha de carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o elevada toxicidad. Muchos de estos compuestos se encuentran en las aguas residuales.
Materia orgánica refractaria	Materia orgánica que tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales. Ejemplos típicos incluyen detergentes fenoles y pesticidas agrícolas.
Sólidos inorgánicos disueltos	Componentes inorgánicos como calcio, sodio y sulfato, deben ser removidos si se va a usar nuevamente el agua residual, por ser potenciales degradadores del suelo.
Microorganismos patógenos	Los organismos patógenos existentes en las aguas residuales pueden transmitir enfermedades.
Materia orgánica biodegradable	Compuestas principalmente por proteínas, carbohidratos y grasas. Por lo general, se mide en términos de DBO y DQO. Si se descarga sin tratamiento al medio ambiente, su estabilidad biológica puede llevar al consumo de las fuentes de oxígeno natural y al desarrollo de condiciones sépticas.
Sólidos suspendidos	Los sólidos suspendidos pueden llevar al desarrollo de depósitos de lodos y condiciones anaeróbicas, cuando los residuos no tratados son lanzados al ambiente acuático.

Fuente: Metcalf y Eddy, 2015

Debido a lo anterior, es deseable que el agua residual reciba un tratamiento antes del vertido en cuerpos de agua, con el fin de reducir el contenido de contaminantes, además de contar con una máxima recuperación y reutilización del recurso.

2.3.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales – PTAR

El crecimiento demográfico, la urbanización, la industrialización y los cambios en los patrones de consumo han generado un aumento en las demandas de los recursos y estrés hídricos. En este sentido el tratamiento de las aguas residuales es un punto clave para el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos y también nos asegura la calidad de las aguas para las próximas generaciones (Vega *et al.*, 2010).

Para que el tratamiento de las aguas residuales evite los efectos adversos en el medio ambiente de las descargas de contaminantes a los ecosistemas acuáticos, las PTAR juegan un papel importante en el ciclo urbano del agua y en la protección de las aguas receptoras de descargas sin tratamiento, por lo que la capacidad de tratamiento requerido y el número de PTAR también están aumentando con relación a este crecimiento (Morera, *et al.*, 2016).

Por tanto, el tratamiento de las aguas residuales se produce gracias a la combinación de operaciones físicas unitarias, y procesos químicos unitarios y procesos biológicos unitarios, en las estaciones depuradoras (Vega, *et al.*, 2010; Sanz, *et al.*, 2014; Hernández, *et al.*, 2017). A continuación, se hace una pequeña presentación de estos tratamientos:

- *Operaciones físicas unitarias*: métodos de tratamiento en los cuales predomina la aplicación de fuerzas físicas para cambiar la calidad del agua, tales como la diferencia de densidades, la gravedad, el flujo por medios porosos, etc. Los más comunes son: floculación, sedimentación, adsorción, flotación, tamizado, mezcla y transferencia de gases.
- *Procesos químicos unitarios*: métodos de tratamiento en los cuales la remoción o transformación de contaminantes se produce por adición de insumos químicos o por reacciones químicas. Las operaciones químicas más comunes son: precipitación, oxidación, adsorción y desinfección.
- *Procesos biológicos unitarios*: métodos de tratamiento en donde la remoción de contaminantes se lleva a cabo gracias a la actividad biológica. Su principal aplicación es la remoción de constituyentes orgánicos biodegradables de las aguas residuales, sustancias que se transforman en gases que escapan a la atmósfera y en tejido celular biológico que puede ser removido por sedimentación. Entre los tratamientos que utilizan este mecanismo están los sistemas de lodos activados, la digestión anaerobia de aguas residuales y la digestión de lodos.

Desde el punto de vista del funcionamiento una PTAR se suele considerar como un sistema que depura las AR, a la vez que genera energía mediante la producción de biogás en el digester de lodos y genera lodos como residuos del tratamiento del agua (Vega, *et al.*, 2010). Por ello el diseño de cada una de estas operaciones depende del tipo de agua que se debe tratar, de sus características, del volumen y de la calidad del efluente requerido. Las PTAR urbanas en general presentan una misma secuencia de operaciones que consta de tratamiento de aguas, lodos y de biogás.

Para eliminar los distintos contaminantes que componen la línea de aguas en una PTAR se disponen de una serie de niveles de tratamiento donde se combinan las distintas operaciones y procesos

unitarios para formar unidades de tratamiento que podemos englobar en diferentes grupos según su orden de aplicación.

➤ **Pretratamiento**

En este, se combinan operaciones destinadas a la eliminación de los sólidos de mayor tamaño, las gravas, las arenas y las grasas. La mayoría de las operaciones son de carácter físico, aunque pueden utilizarse algunas veces aditivos químicos, en caso de que existan muchas grasas (Sanz, *et al.*, 2014). El pretratamiento que se utiliza típicamente es: cribado con rejillas y tamices, desarenadores, separadores de grasas y aceites (Metcalf & Eddy, 2015).

➤ **Tratamiento primario**

Operaciones orientadas a la eliminación de la mayor cantidad posible de sólidos sedimentables y parte de los sólidos suspendidos, así como la materia orgánica y nutrientes asociados (Sanz, *et al.*, 2014). Para ello las operaciones utilizadas son de carácter físico. En algunos casos se potencian los resultados mediante la combinación con operaciones químicas como coagulación y floculación, conocido como tratamiento primario avanzado (Hernández, *et al.*, 2017). Los elementos más utilizados son los sedimentadores, donde los sólidos sedimentables más densos van cayendo al fondo por gravedad de las partículas sólidas, materia orgánica y contaminantes adheridos.

➤ **Tratamiento secundario**

Son procesos unitarios encargados de eliminar el resto de los sólidos suspendidos coloidales, la remoción de compuestos orgánicos biodegradables y, en ocasiones, también los nutrientes. Generalmente son operaciones biológicas, en las que los microorganismos de diferentes especies son los encargados de eliminar los diferentes contaminantes del agua residual, aunque en ocasiones pueden utilizarse operaciones químicas como la precipitación, mediante la adición de reactivos (Metcalf & Eddy, 2015).

Este tratamiento está conformado por uno o varios reactores biológicos y sedimentador secundario donde la biomasa es separada de manera similar a como funcionan los sedimentadores primarios. Las diferentes poblaciones microbianas tienen diferentes características, diferentes necesidades y se alimentan con diferentes sustratos, lo que es utilizado para eliminar nutrientes

controlando las condiciones de desarrollo de las comunidades y favoreciendo competitivamente la proliferación de unas poblaciones frente a otras (Hernández, *et al.*, 2017).

➤ **Tratamiento terciario y/o avanzado**

En esta etapa se utilizan combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias para eliminar sólidos suspendidos y otros contaminantes tales como el nitrógeno y el fósforo que no se pueden remover con el tratamiento secundario (Metcalf y Eddy, 2015).

Consiste en un tratamiento fisicoquímico o biológico o alguna combinación de estos. Incluyen el empleo de reactivos químicos oxidantes como el ozono o el cloro, desinfección mediante radiación ultravioleta, el intercambio iónico y la transferencia de gases, o carbón activado (Vega *et al.*, 2010). Suelen acompañarse de una operación física de eliminación de sólidos suspendidos finos, normalmente desempeñado por filtros de arena o similares (Abdel-Radouf *et al.*, 2012).

Las aguas residuales, principalmente de origen doméstico, contienen una gran cantidad de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Los compuestos de N y P son los macronutrientes de mayor presencia en los vertimientos ligados a la actividad humana y los de mayor importancia en el vertido de aguas residuales tratadas.

Las PTARs convencionales se diseñan y operan con respecto a la eliminación de la demanda química y biológica de oxígeno (DBO y DQQ, respectivamente), pero las eficiencias de eliminación de nutrientes son extremadamente variables con las plantas de tratamiento de aguas residuales a menudo, por lo que las plantas de tratamiento, en la actualidad, sirven como fuentes puntuales de contaminación de nutrientes (Ishii, *et al.*, 2015). Por ello, en las últimas décadas, el tratamiento y remoción de los macronutrientes dentro de una PTAR se ha convertido en exigencia legislativa y parte fundamental del proceso de tratamiento de las aguas residuales, principalmente de tipo doméstico (Jiang *et al.*, 2016).

En Colombia, la Resolución 0631 de 2015, reglamenta el vertimiento de residuos líquidos a cuerpos receptores o alcantarillados públicos. El control de cargas contaminantes ha sido aplicado a la materia orgánica y sólidos, pero a la fecha en términos de nutrientes esta normativa no especifica valores límites permisibles de vertimiento (se limita a definir la respuesta en términos de análisis y reporte), por lo que para estos parámetros el Decreto 1594 de 1984, capítulo VI continua vigente.

Los nutrientes presentes principalmente en las AR domésticas, han generado un deterioro progresivo de los cuerpos de agua y la posible pérdida de ecosistemas acuáticos importantes para el mantenimiento de la calidad del recurso y del ambiente (González & Saldarriaga, 2008). De allí, que se encuentre que en la mayoría de los efluentes de las PTAR municipales se tenga presencia de altas concentraciones de nitrógeno y fósforo total, que varían entre 19 y 51 mg N/L y 1,8 a 5,9 mg P/L, respectivamente. Las concentraciones de amonio en aguas residuales municipales oscilan entre 12 a 64 mgNH₄⁺/L, mientras que las concentraciones de fosfatos pueden estar entre 3 y 17 mg PO₄⁻³/L (Wang, *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2012).

Según un estudio realizado por Sun *et al* (2016) se estima que en las entradas de las PTAR municipales chinas el amoniaco se encuentra en valores de concentración que van desde los 13 hasta los 40 mg NH₃/L y efluentes inferiores a 5 mg NH₃/L, en promedio para 25 de las 31 PTAR estudiadas. En el país, de acuerdo con el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), el sector doméstico del departamento de Antioquia aportaba en el 2015, una carga de Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT) de 7.085 y 2.013 ton/año, respectivamente (IDEAM, 2015).

2.3.3 Sedimentación primaria químicamente mejorada

La sedimentación primaria químicamente mejorada, se refiere al paso de tratamiento de aguas residuales que dosifica químicos (Fe³⁺ o Al³⁺) para coagulación, floculación y sedimentación con el fin de eliminar partículas y contaminantes suspendidos (Neupane *et al.*, 2008). En comparación con la sedimentación primaria convencional, la sedimentación primaria químicamente mejorada, demuestra superioridad en la eliminación de sólidos suspendidos, orgánicos y fósforo, reduciendo así en gran medida la carga de contaminantes para el tratamiento biológico secundario. La sedimentación primaria químicamente mejorada, es una estrategia rentable y de ahorro de energía para el tratamiento de aguas residuales municipales que es particularmente adecuada para megaciudades en constante crecimiento (Harleman & Murctt, 1999; Lin *et al.*, 2017).

Los coagulantes químicos más comúnmente utilizados para el tratamiento de la sedimentación primaria químicamente mejorada en plantas a gran escala son las sales a base de aluminio y de hierro (Lin *et al.*, 2017a), que incluyen respectivamente, sulfato férrico, cloruro férrico, sulfato de aluminio; Fe₂(SO₄)₃ / FeCl₃, Al₂(SO₄)₃, y cloruros de polialuminio (PACl). En particular, el uso

de PACI está asociado con bajos costos, altas eficiencias de eliminación de contaminantes y aplicaciones de pH a gran escala. Tales propiedades contribuyen a que sea uno de los coagulantes más utilizados, particularmente en sitios en desarrollo (Ali y Kim, 2016, Chakraborty *et al.*, 2017). Específicamente, en la planta de tratamiento de aguas residuales de Bailonggang, ubicada en Shanghai, se utiliza el proceso sedimentación químicamente mejorada con PACI como coagulante, tratando 1,2 millones de toneladas/día. Sin embargo, se ha producido un total de 1000 ton/d de lodo deshidratado a base de PACI, lo que requiere un tratamiento adicional antes de su eliminación, debido a la toxicidad potencial del aluminio liberado (Wang *et al.*, 2009).

Algunos investigadores recomiendan la digestión anaeróbica como un método eficaz para tratar los lodos de sedimentación primaria químicamente mejorada, ya que contiene grandes cantidades de recursos valiosos, incluidos materia orgánica y P. Los orgánicos se pueden utilizar para producir productos valiosos, como metano, hidrógeno y ácidos grasos volátiles (AGV) (Chen *et al.*, 2018, Lin *et al.*, 2018). Sin embargo, se ha informado que el coagulante de Al puede inhibir severamente la hidrólisis del lodo al reducir la reactividad orgánica y la accesibilidad a enzimas y bacterias como resultado de la mezcla de compuestos orgánicos con el coagulante (Chen *et al.*, 2018). Lin *et al.*, (2017) implementaron sedimentación químicamente mejorada basado en FeCl_3 con una dosis de 20 mg/L eliminaron el 75.6% de los contaminantes orgánicos y el 99.3% de $\text{PO}_4\text{-P}$ en promedio de las aguas residuales. Chakraborty *et al.*, (2019) emplearon lodo obtenido del tratamiento primario mejorado químicamente para la recuperación de hierro y coagulante fresco FeCl_3 , donde las remociones con FeCl_3 , las remociones SST, PT, PS y DQO fueron del 90%, 77%, 70% y 62%, respectivamente; mientras que la adición del coagulante recuperado disminuyó las eficiencias de la eliminación y aumentó sus concentraciones en aproximadamente un 10% – 15%. El parámetro más afectado fue el fósforo, que se precipito como estruvita.

3. OBJETIVOS DEL PROYECTO

3.1 Objetivo General

Evaluar el mejoramiento de la sedimentación primaria en agua residual municipal, empleando coagulantes obtenidos a partir de lodo de potabilización.

3.2 Objetivos Específicos

- Evaluar a escalade laboratorio, la clarificación de agua residual doméstica empleando lodo de potabilización crudo.
- Estudiar diferentes alternativas de acidificación del lodo de potabilización, para el mejoramiento de la sedimentación primaria de aguas residuales domésticas y su comparación con coagulantes comerciales.
- Evaluar la remoción de materia orgánica, sólidos, fósforo, nitrógeno, hierro y aluminio del agua residual doméstica con los tratamientos óptimos seleccionados en el proceso de clarificación, empleando coagulantes comerciales y lodos de potabilización.

4. METODOLOGÍA

4.1 Sitio de estudio

El lodo de potabilización utilizado en este estudio fue obtenido de la purga de los sedimentadores de la planta de potabilización convencional -PTAP- del municipio de El Santuario. Esta PTAP se abastece de las quebradas Bodegas y El Salto, tiene un caudal promedio de 30 L/s y utiliza como coagulante el policloruro de aluminio (PACl).

La PTAP del municipio de El Santuario (ver Figura 1), presenta un tren de tratamiento tradicional que consta de un mezclador, un canal de entrada con canaleta de aforo, un floculador mecánico con un gradiente de velocidad de $G = 30s^{-1}$ a $40s^{-1}$, 4 sedimentadores de alta tasa, cuatro filtros con material filtrante de gravas y antracita, sistema de desinfección con cloro gaseoso, tanque de almacenamiento y tres lechos de secado para el tratamiento de lodos; la planta presenta buenas condiciones de tratabilidad del agua cruda y cumple con la normatividad vigente (Decreto 1575 de 2007) en relación con el suministro de agua apta para consumo humano (Ver Figuras 2 – 4).



Figura 1. Ubicación de la PTAP y PTAR del Municipio El Santuario

Fuente: elaboración propia



Figura 2. PTAP del Municipio de Santuario

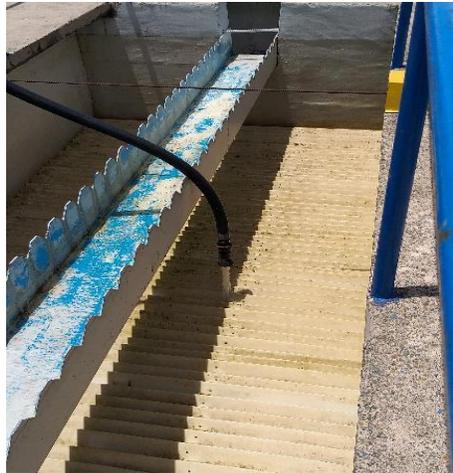


Figura 3. Sedimentadores de la PTAP



Figura 4. Lecho de secado de los lodos de potabilización

La PTAR municipal, corresponde con un dispositivo mixto, construido en el año 2002, mediante un convenio entre la Entidad Ambiental CORNARE y el Municipio de El Santuario. Esta, incorpora procesos físicos y biológicos, que tratan y remueven los contaminantes físicos y químicos presentes en el agua derivada de las actividades antrópicas (domésticas) que se llevan a cabo en el municipio.

La PTAR (Ver Figura 5) tiene un caudal aproximadamente de 70 L/s y está conformada por diferentes unidades donde se complementan dispositivos de tratamiento primario (rejas, desarenador y sedimentador de alta tasa) y un tratamiento secundario para lodos (tratamiento biológico reactor UASB (de sus siglas en ingles *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Las aguas

residuales domésticas crudas del municipio son bombeadas hacia el canal de aproximación, donde se deriva en dos unidades, para posteriormente ser obligadas a pasar a través de un sistema de cribado (rejillas), con el propósito de retener los sólidos orgánicos e inorgánicos de gran tamaño (papeles, plásticos, entre otros) que puedan interferir de forma negativa en las demás unidades de tratamiento y en los sistemas de conducción.

El agua entra a un sistema compuesto por tres unidades de remoción de arenas (desarenador), que tiene como objetivo complementar y refinar el sistema de separación de sólidos; gracias a su reconocida capacidad de remover este tipo de contaminantes (Ver Figuras 6 y 7). Posteriormente, el agua pasa a una cámara de dos sedimentadores de alta tasa donde se separan y recogen los sólidos más finos presentes en el agua residual y que no logran ser retenidos en el sistema de cribado. Finalmente, los sólidos retenidos en los sedimentadores de alta tasa son conducidos hacia un sistema de digestión de lodos, reactor tipo UASB, con el fin de reducir su contenido de materia orgánica y estabilización de los sólidos. En la Figura 1, se presenta la localización de la PTAR en el municipio del Santuario -Antioquia.



Figura 5. PTARD del Municipio El Santuario



Figura 6. Cribado en la PTARD de Santuario



Figura 7. Sedimentadores de alta tasa de PTARD

4.2 Recolección y caracterización de las muestras

4.2.1 Muestras del Afluyente Primario

La muestra compuesta del Afluyente Primario de la PTARD se obtuvo mediante la integración de cuatro muestras simples tomadas después de la unidad de desarenado PTARD y antes de los sedimentadores primarios. Los muestreos se realizaron en la mañana, durante una hora (7:00 y 8:00 am), ya que a esta hora se presenta un alto flujo de ARD, con una frecuencia de toma de muestra de 15 minutos. Parte de los análisis se realizó *in situ*, empleando un equipo multiparamétrico portátil previamente calibrado y que permitió conocer las respuestas para: temperatura, pH y conductividad. Otra parte fue recolectada según los Métodos Normalizados de Aguas Potables y Aguas Residuales establecidos por *American Health Association (APHA, 2017)*, para determinar los parámetros de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT).

4.2.2. Muestras de lodo PTAP

Para los lodos de la PTAP se hizo una caracterización inicial a partir de los siguientes análisis (Tabla 3): sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), fluorescencia de rayos X (XRF) y metales (Al y Fe) (Ahmad *et al.*, 2016b; Siswoyo *et al.*, 2019; Potiya *et al.*, 2014), a partir de lo propuesto en estos trabajos, se realizaron ensayos de jarras con el lodo crudo obtenidos de la purga de los sedimentadores de la PTAP, después de dejarlo espesar por sedimentación durante 2 horas, con el fin de estudiar el efecto de la dosis de lodo y del pH en la remoción de la turbiedad.

En las Figuras 8 y 9, se presentan ensayos realizados con el lodo en diferentes momentos específicos, así: a) lodo en conos Imhoff sometidos a sedimentación natural y b) lodo húmedo previo a secado en estufa. También se realizaron ensayos con lodo seco, esto se llevó a cabo tomando una porción de lodo crudo y se llevó a un secado durante 24 h a 103°C, luego fue triturado y tamizado en una malla # 16, donde se evaluó el tamaño de partícula para la remoción de la turbiedad (Figura 10).

El ensayo para turbiedad se realizó, de acuerdo con los Métodos Normalizados de Aguas Potables y Aguas Residuales establecidos por *American Health Association (APHA, 2017)*.



Figura 8. Lodo crudo Sedimentación Natural



Figura 9. Lodo húmedo preparado para ser secado



Figura 10. Lodo seco triturado y tamizado malla 16

4.3 Acidificación de lodos para la recuperación de coagulante

La recuperación del coagulante se llevó a cabo a partir de ensayos tipo prueba de jarras, para los que se tomó 500 ml de lodo crudo y se procedió a acidificar tanto con H_2SO_4 , como con HCl , a diferentes normalidades (2.5N, 3.0N y 3.5N) y con tres dosis diferentes para cada normalidad (30, 40 y 50 mL ácido/L lodo). Los ensayos contaron con mezclas a velocidad constante de 150 rpm, con tiempos de una hora, donde se tomó la mezcla y el sobrenadante para tratamiento del agua residual doméstica (ARD). En la toma final de las muestras sobrenadantes, se siguió el procedimiento indicado por Ayoub *et al.*, 2017, en estos la mezcla se dejó en reposo por una hora. En los ensayos de lodo seco acidificado, se tuvo en cuenta el tamaño de partículas tamizado en malla 16 (abertura de 1,19 mm), y se añadió 5.7 gramos de lodo seco a 300 mL de agua desionizada, previo a la acidificación, y se aplicó igual procedimiento del lodo crudo.

4.4 Ensayos de jarras: Evaluación del desempeño de los coagulantes

Se realizaron ensayos de jarras para evaluar el desempeño de los coagulantes en el mejoramiento químico del tratamiento primario. Este mejoramiento se evaluó por la eficiencia en la remoción

de partículas coloidales de las muestras de afluente primario, a través de la medición de turbiedad.

Estos ensayos se realizaron con el fin de simular el proceso de coagulación/floculación convencional. Por lo tanto, dentro de los ensayos preliminares se tuvieron en cuenta las siguientes condiciones de trabajo: mezcla rápida de 100 rpm durante un minuto, seguido de una mezcla lenta de 20 rpm por 20 minutos y 30 minutos finales de sedimentación, lo anterior siguiente lo propuesto por Nair y Ahammed, 2015.

Fueron usados como coagulantes comerciales el Policloruro de Aluminio -PAC- líquido y el Sulfato Férrico líquido (ambos de marca Sulfoquímica), además de los coagulantes obtenidos del lodo crudo o húmedo con H_2SO_4 y HCl, y los coagulantes obtenidos del lodo seco con estos mismos ácidos. En todos los casos se utilizó como coagulante el sobrenadante y la mezcla obtenidos en el proceso de acidificación. El sobrenadante se denominó coagulante recuperado (CR) y la mezcla se denominó lodo reactivo (LR).

También se evaluaron el lodo crudo con modificación de pH (Nair y Mansoor, 2015) y el lodo seco (Yang *et al.*, 2014). Para el lodo crudo con modificación de pH empleando H_2SO_4 y NaOH a 1N se tomaron diferentes dosis de lodo (0, 5, 10, 20, 30 y 40 mL lodo/L H_2O) modificando el pH (pH natural, 6, 7, 8, 9 y 10) con una mezcla rápida de 100 rpm a 1 minuto, una lenta a 20 rpm por 20 minutos y 30 minutos de sedimentación, en un volumen de muestra de 500 mL.

Los ensayos para lodo crudo acidificado con H_2SO_4 y HCl a diferentes normalidades (2.5, 3.0, 3.5 N) con diferentes dosis (30, 40 y 50 mL ácido/L lodo) con una mezcla rápida de 100 rpm a 1 minuto, una lenta a 20 rpm por 20 minutos y 30 minutos de sedimentación, en un volumen de muestra de 500 mL tomando la mezcla y el sobrenadante para el tratamiento de ARD, de igual forma se hizo para el lodo seco.

Por último, se emplearon coagulantes comerciales PAC y sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) al 1% a diferentes dosis (0, 20, 30, 40, 50 y 60 mg Al^{+3}/L o mg Fe^{+3}/L) con una mezcla rápida de 100 rpm a 1 minuto, una lenta a 20 rpm por 20 minutos y 30 minutos de sedimentación, en un volumen de muestra de 500 mL.

Todas estas combinaciones se realizaron para determinar las dosis óptimas para el tratamiento de las ARD empleando coagulantes comerciales y coagulante recuperado (mezcla y sobrenadante) a partir de los lodos de potabilización, se realizaron 101 ensayos, no se realizaron duplicados

4.5 Análisis de costos

Para cada tratamiento se calcularon los costos de operación ($\$/\text{m}^3$ del afluente primario (AP)) teniendo en cuenta solo el consumo de productos químicos. En el caso de los coagulantes comerciales se incluyó su costo de compra y el consumo de H_2SO_4 o NaOH para la modificación del pH. Para los coagulantes recuperados del lodo de potabilización (LP) se tuvo en cuenta el H_2SO_4 o HCl consumidos en el proceso de recuperación. No se tuvieron en cuenta los tratamientos que reportaron un pH final por fuera del intervalo permitido por la normatividad colombiana para los vertimientos de aguas residuales (6,0 - 9,0).

4.6 Tratamientos óptimos

A partir del análisis de costos se seleccionaron tres tratamientos denominados óptimos, para evaluar su desempeño en la remoción de materia orgánica, sólidos, fósforo, NTK, Fe y Al, en el AP. Estos tratamientos fueron el coagulante recuperado (CR) con menor costo (CR del LP-Húmedo con H_2SO_4), el Lodo Reactivo (LR del LP-Húmedo con H_2SO_4), el lodo crudo o húmedo a pH natural y uno por cada coagulante comercial.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Características de los lodos

La composición de los lodos de potabilización producida durante el tratamiento de agua se determinó a partir de ensayos de fluorescencia de rayos X (XRF). El porcentaje de los diferentes óxidos en el lodo puede variar la calidad del agua, la naturaleza de los coagulantes utilizados, la tecnología de tratamiento involucrada y la calidad de agua producida. En general, la alúmina (Al_2O_3), constituye la mayor parte del lodo, seguido de dióxido de silicio y óxido férrico (SiO_2 y Fe_2O_3), y otros óxidos como CaO , TiO_2 , MnO , K_2O (calcio, titanio, manganeso y potasio), respectivamente, entre otros, que cuales se encuentran en un pequeño porcentaje. Algunos metales pesados son mostrados en la Tabla 3, y se podría decir, que estos se transportan junto con el agua cruda o que se presentan como impurezas de los coagulantes que se concentran en el volumen de lodo durante el proceso de tratamiento.

Tabla 3. Caracterización del lodo de la PTAP de Santuario

Parámetro	Concentración (mg/L)
Aluminio	1296 mg/L Al
Hierro	837 mg/L Fe
Sólidos Totales	18988 mg/L ST
Sólidos Totales Volátiles	5211 mg/ L SVT
Sólidos Totales Fijos	13778 mg/L SFT

En la tabla 4 se muestra la caracterización de los lodos de potabilización de la PTAP de Santuario, a partir del ensayo de Fluorescencia de Rayos X (de sus siglas en inglés XRF), donde se observa una alta concentración de aluminio, debida quizás a que en la PTAP se emplea policloruro de aluminio (PACl) como coagulante, en el proceso de potabilización. De igual forma se muestra una alta concentración de hierro, esto estaría asociado a la fuente receptora de donde se toma el agua cruda para su posterior tratamiento o por algunas impurezas presentes en el coagulante.

Tabla 4. Caracterización de los lodos por XRF

Compuesto %W	Composición
Al (%)	16.91
Si (%)	9.02
Fe (%)	0.12
Ca (%)	0.026
Ti (%)	0.316
Mn (%)	0.331
K (%)	0.295
S (%)	0.343
P (%)	0.305
Cl (%)	0.0481
V (%)	0.0146
W (%)	0.0137

Zn (%)	0.0131
Cr (%)	0.0089
Zr (%)	0.0085
Ni (%)	0.0082
Cu (%)	0.0078
Br (%)	0.0086
LOI	32.4610219

5.2 Efecto de la dosis de lodo crudo en ensayos preliminares

El Anexo 1 presenta el efecto del lodo crudo en la eficiencia de remoción de la turbiedad con variaciones del pH (pH 7.0 – 7.5 (natural), 6, 8, 9 y 10). Estas pruebas se realizaron a valores de pH inicial no ajustado (7.47 unidades de pH) teniendo en cuenta la turbiedad remanente (ver figura 11 y 12) como respuesta inicial en el proceso empleando dosis de lodo crudo de 0 a 40 mL/L. Las mayores remociones de turbiedad se obtuvieron a una dosis de 40 mL/L a los diferentes pH (pH 7.0 – 7.5 (natural), 10, 9, 8 y 6) que fueron del 58.70%, 45.87%, 50%, 58.89% y 62.46% respectivamente. A una dosis más alta de lodo crudo a los diferentes pH se presenta una mayor eliminación en la turbiedad, esto implicaría un volumen mayor de lodo implementado en el tratamiento de las ARD y la base de este estudio es la reducción de lodos, ya que estos presentan una problemática a la hora de su disposición final.

El efecto del pH sobre la remoción de la turbiedad muestra que, a valores de pH básicos, las remociones son más bajas y la eficiencia aumentó en rangos ácidos, lo que indica que cuando se tiene un pH más ácido, se presenta una mejor eficiencia. Esto se da ya que el hierro o el aluminio se precipitan como flóculos de hidróxido que se unen a las partículas suspendidas en el agua, lo que permite la separación y eliminación (Rebosura *et al.*, 2020).

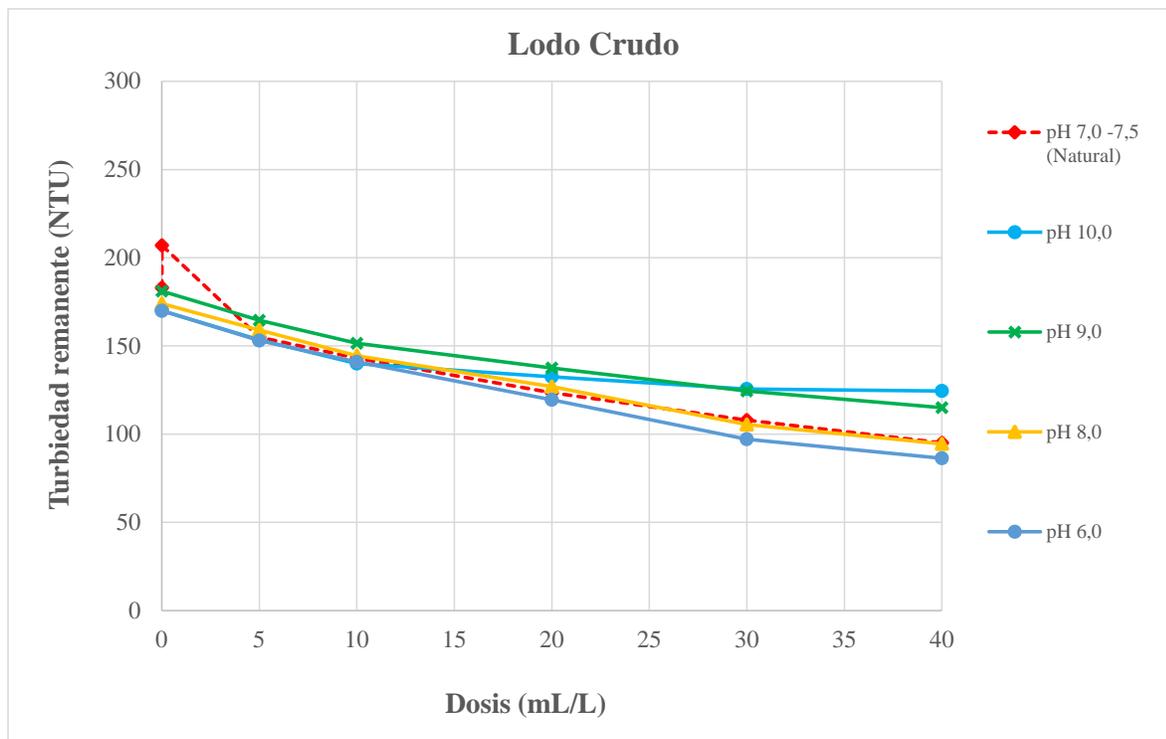


Figura 11. Lodo crudo

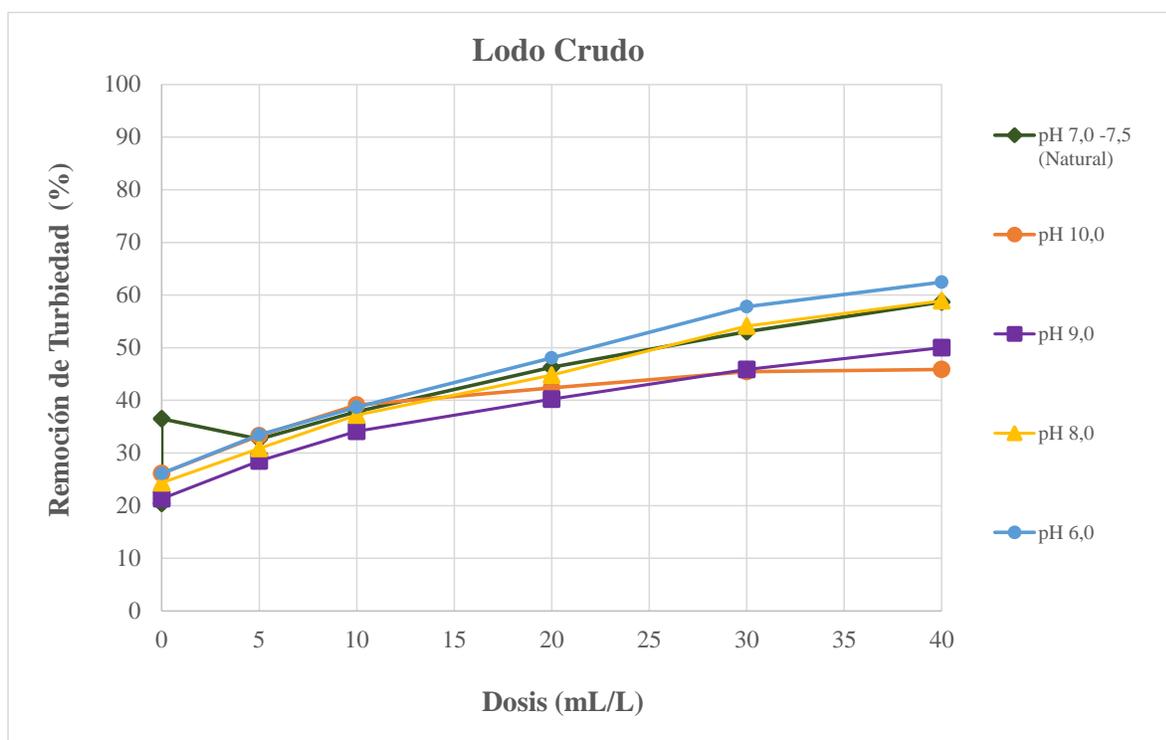


Figura 12. Remoción de turbiedad.

Teniendo en cuenta que el pH final (ver figura 13) después del tratamiento AR con lodo crudo no varió y se mantuvo entre los intervalos de pH 6 a 9 unidades, valores permisibles para descarga. En cuanto a los valores por fuera del intervalo no se tendrán en cuenta en el estudio.

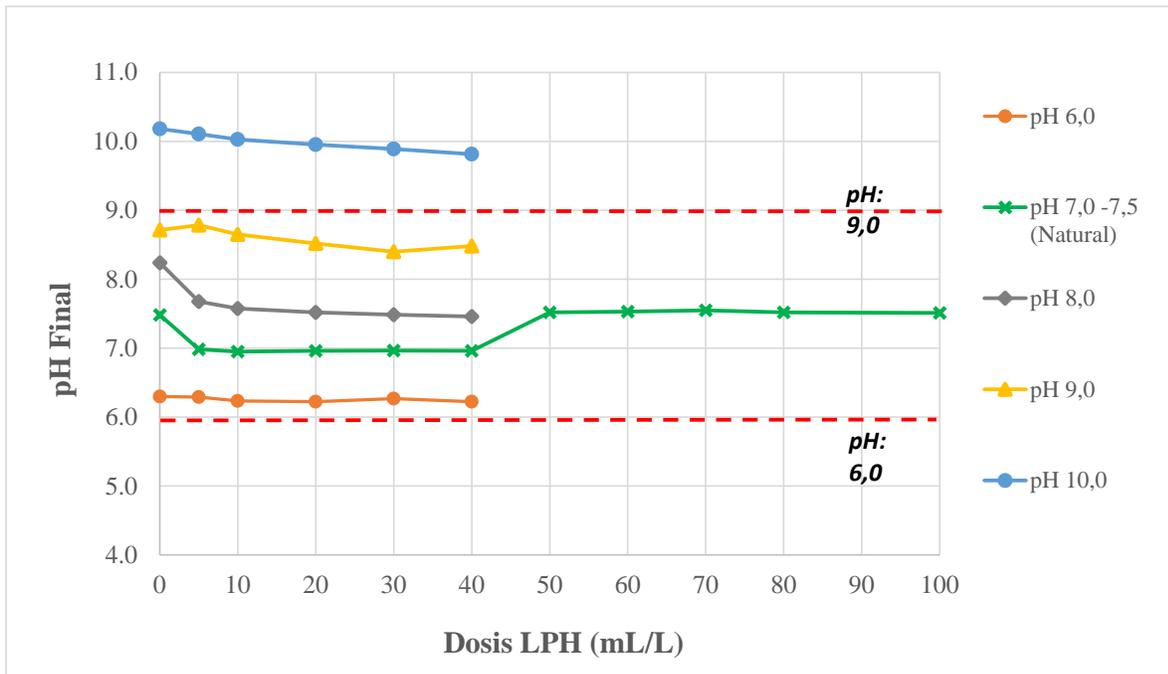


Figura 13. pH final lodo crudo

5.3 Efecto de la dosis de lodo crudo acidificado en ensayos preliminares

En los anexos 2 y 4, se muestra la eliminación de la turbiedad remanente para dosis variable de lodo acidificado (Lodo Reactivo) a diferentes normalidades (2.5, 3.0, y 3.5N) de HCl y H₂SO₄. En este sentido, se puede observar en las figuras 14 y 15 que a medida que aumenta la dosis (0 – 40 mL/L) del lodo reactivo, la eliminación de la turbidez aumentó en los ensayos. Por lo tanto, al emplear H₂SO₄ a diferentes normalidades (2.5, 3.0 y 3.5N) del lodo reactivo y teniendo en cuenta las condiciones iniciales antes de empezar con el proceso coagulación/floculación pH inicial: 8.14; conductividad: 745 μ s/cm y turbiedad: 351 NTU, se presentaron mayores eliminaciones de la turbiedad con acidificación 2.5N – 30 mL/L con una dosis de 40 mL/L de 4.1 NTU, 2.5N – 40 mL/L con dosis de 40 mL/L de 3.9 NTU, 2.5N – 50 mL/L con dosis de 30 mL/L de 3.40 NTU, 3.0N – 30 mL/L con dosis de 30 mL/L de 3.34 NTU, 3.0N – 40 mL/L con dosis de 20 mL/L de

3.84 NTU, 3.0N – 50 mL/L con dosis de 20 mL/L de 2.76 NTU, 3.5N – 30 mL/L con dosis de 30 mL/L de 3.65 NTU, 3.5N – 40 mL/L con dosis de 20 mL/L de 3.38 NTU y 3.5N – 50 mL/L con dosis de 20 mL/L de 3.36 NTU, lo cual corresponde a remociones del 98% en todas las pruebas, excepto para la última con 97.8%.

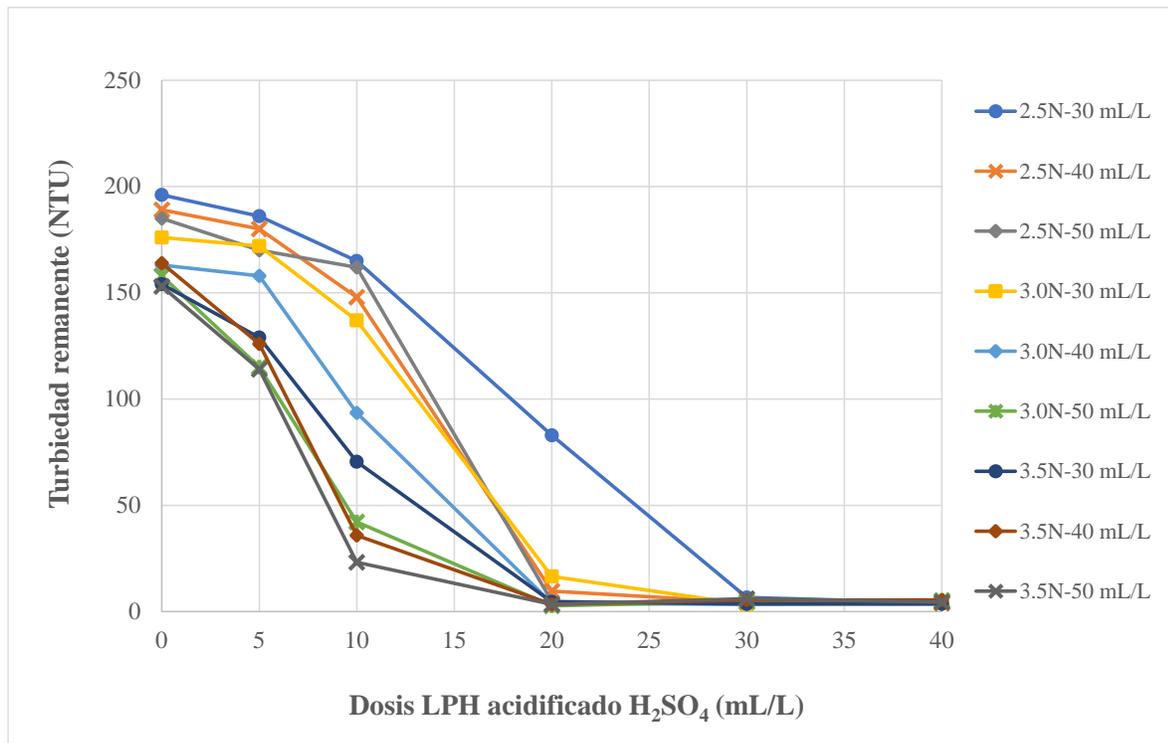


Figura 14. Lodo crudo acidificado H₂SO₄ (mezcla) a diferentes concentraciones

Igualmente, los resultados cuando se emplea lodo reactivo acidificado con HCl a las diferentes normalidades (2.5, 3.0 y 3.5N) en una caracterización inicial de pH inicial: 8.36; conductividad: 899 μ s/cm y turbiedad: 501 NTU, arrojan las mayores eliminaciones de turbiedad para 2.5N – 30 mL/L con una dosis de 40 mL/L de 89 NTU, 2.5N – 40 mL/L con dosis de 40 mL/L de 51 NTU, 2.5N – 50 mL/L con dosis de 40 mL/L de 20.3 NTU, 3.0N – 30 mL/L con dosis de 40 mL/L de 51.7 NTU, 3.0N – 40 mL/L con dosis de 40 mL/L de 21.7 NTU, 3.0N – 50 mL/L con dosis de 40 mL/L de 23 NTU, 3.5N – 30 mL/L con dosis de 40 mL/L de 11.6 NTU y 3.5N – 40 mL/L con dosis de 40 mL/L de 5.67 NTU, 3.5N – 50 mL/L con dosis de 40 mL/L de 4.38 NTU, lo cual corresponde a remociones de 59%, 74%, 90%, 75%, 90%, 89%, 95%, 98% y 98% respectivamente.

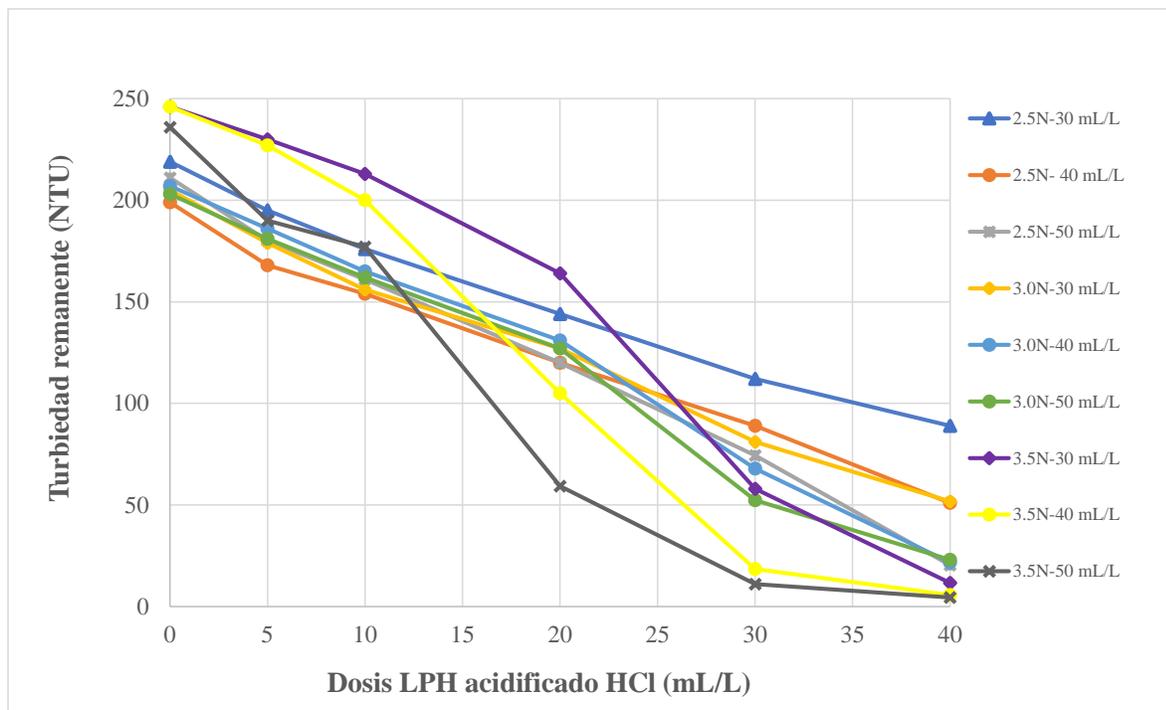


Figura 15. Lodo crudo acidificado HCl (mezcla) a diferentes concentraciones

Para los ensayos con lodo crudo acidificado se tomó el sobrenadante en ambos casos, pudiéndose observar que las mayores eliminaciones de turbiedad se dieron a 3.5N – 50 mL/L con dosis de 20 mL/L de 4.52 NTU y 3.5N – 50 mL/L con dosis de 40 mL/L de 5.67 NTU, lo que corresponde a una remoción de turbiedad del 97% empleando tanto H₂SO₄ como HCl respectivamente. (ver figuras 16 y 17).

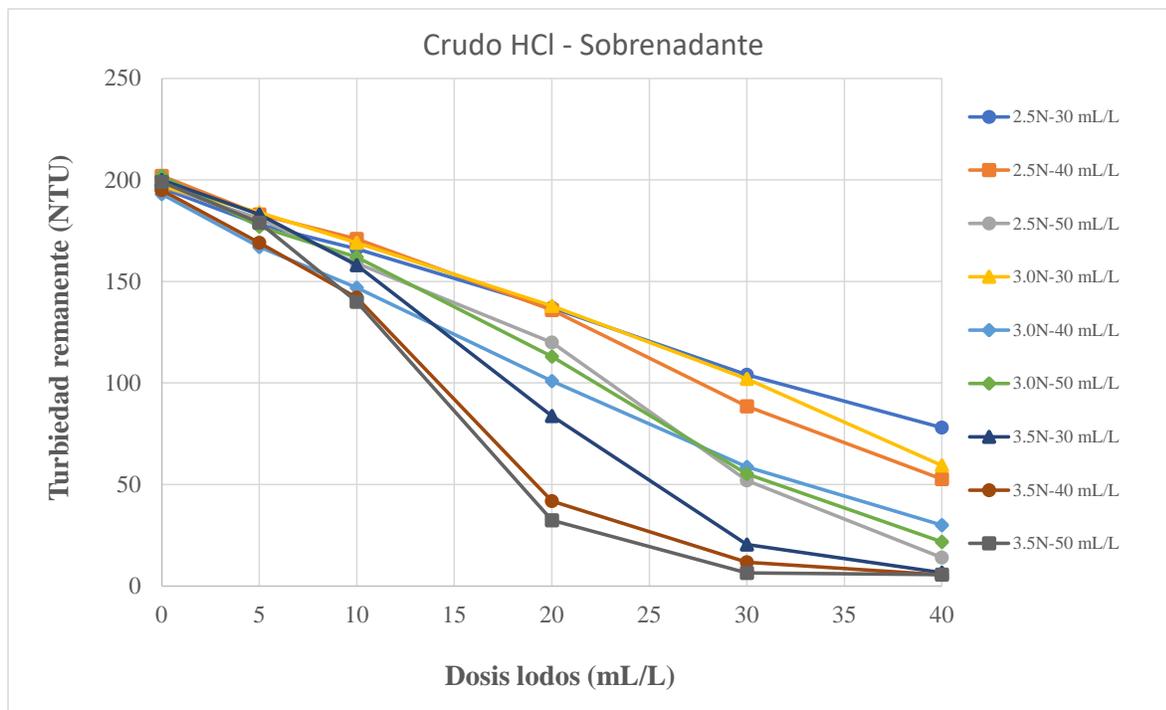


Figura 16. Efecto de la dosis de HCl (sobrenadante) a diferentes concentraciones

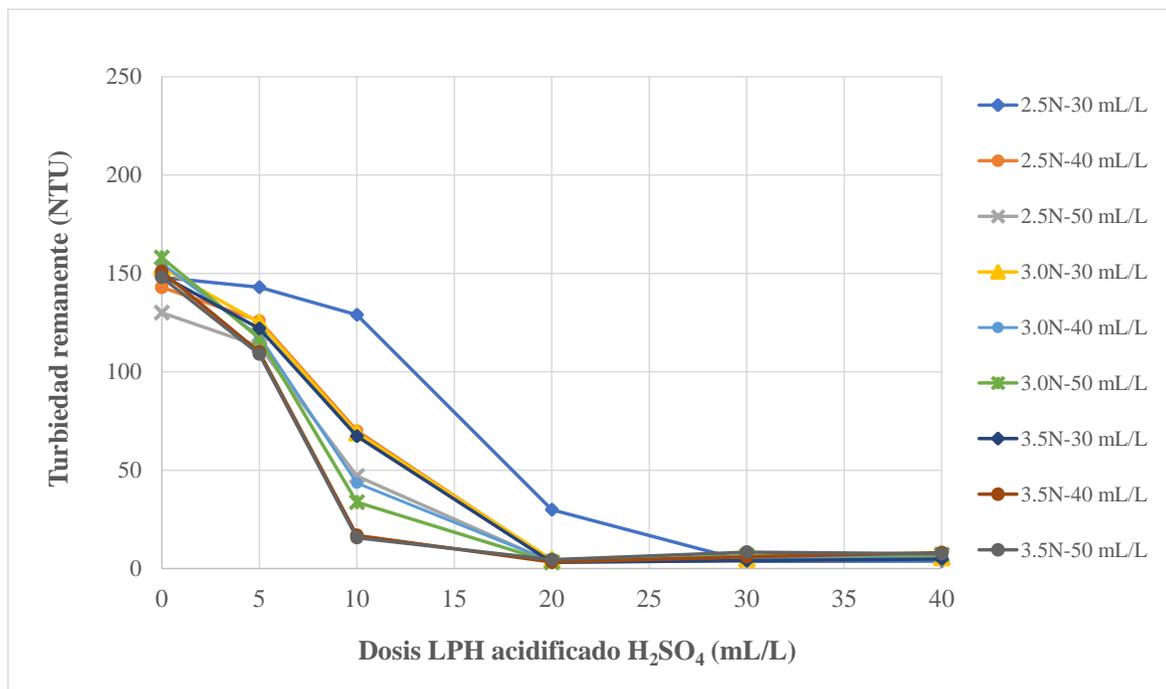


Figura 17. Efecto de la dosis del H₂SO₄ (sobrenadante) a diferentes concentraciones

En las figuras 18, 19, 20 y 21 se observa los cambios del pH a medida que la dosis del lodo reactivo aumenta obteniéndose pH por debajo de 6, los cuales no se tendrán en cuenta para el

estudio, y se presentan cuando el lodo es acidificado con H_2SO_4 y por ende se da una mayor adición de coagulante recuperado, ya que a pH bajos aumenta la solubilidad de los metales en el agua, lo cual esto se ve reflejado en la eliminación de la turbiedad a partir de las dosis de 20 mL/L con acidificación 3.5N – 40 mL/L con H_2SO_4 de 3.36 NTU a pH 6.07 con una remoción del 97.8% para la mezcla y 20 mL/L con acidificación 3.5N – 30 mL/L con H_2SO_4 de 3.19 NTU a pH 6.66 para el sobrenadante con una remoción del 98%, para el lodo acidificado con HCl las mayores eliminaciones de turbiedad se presentaron a dosis de 40 mL/L con acidificación 3.5N – 50 mL/L de 4.38 NTU a pH 6.16 para la mezcla con una remoción del 98% y para dosis de 40 mL/L con acidificación 3.5N – 40 mL/L de 5.67 NTU a pH 6.24 empleando sobrenadante con una remoción del 97%.

Lo cual indica que si se adiciona una mayor dosis de lodo reactivo (mezcla) o coagulante recuperado (sobrenadante), al tratamiento de ARD, se tendrán respuestas similares de remociones de turbiedad, pero el pH final después del tratamiento va a ser menor lo que no sería conveniente para el vertimiento a fuentes receptoras y ocasionaría una problemática ambiental y afectación al ecosistema.

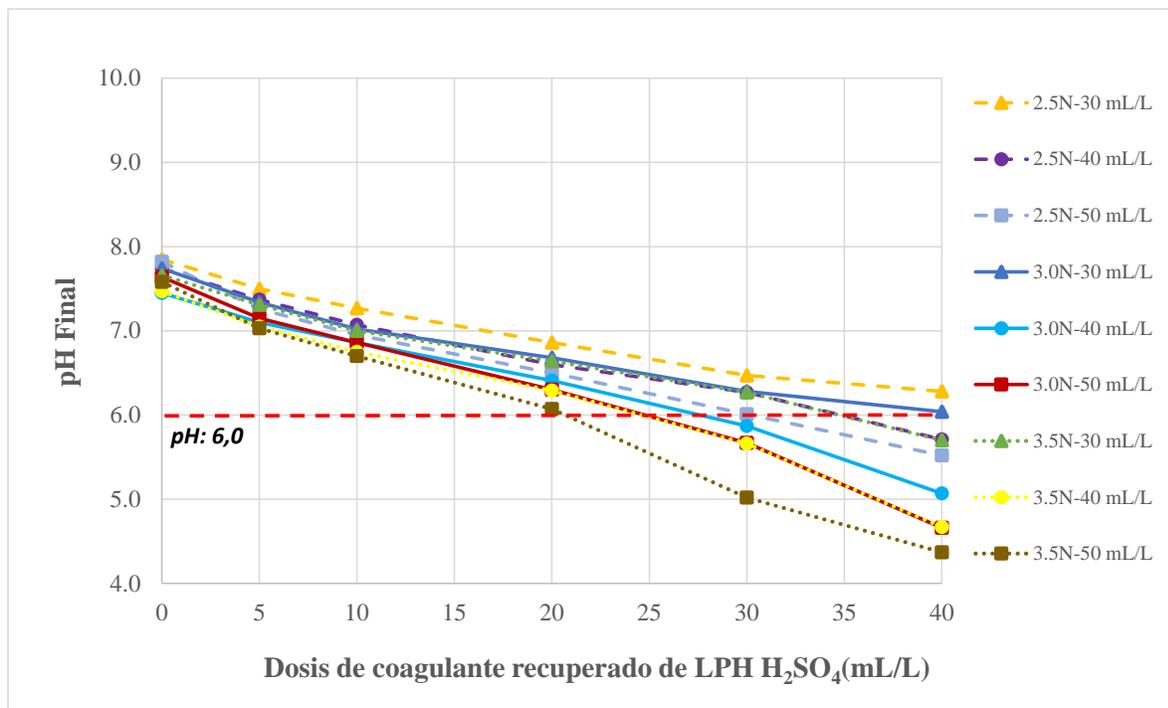


Figura 18. Efecto de la dosis de H_2SO_4 (Mezcla) a diferentes concentraciones

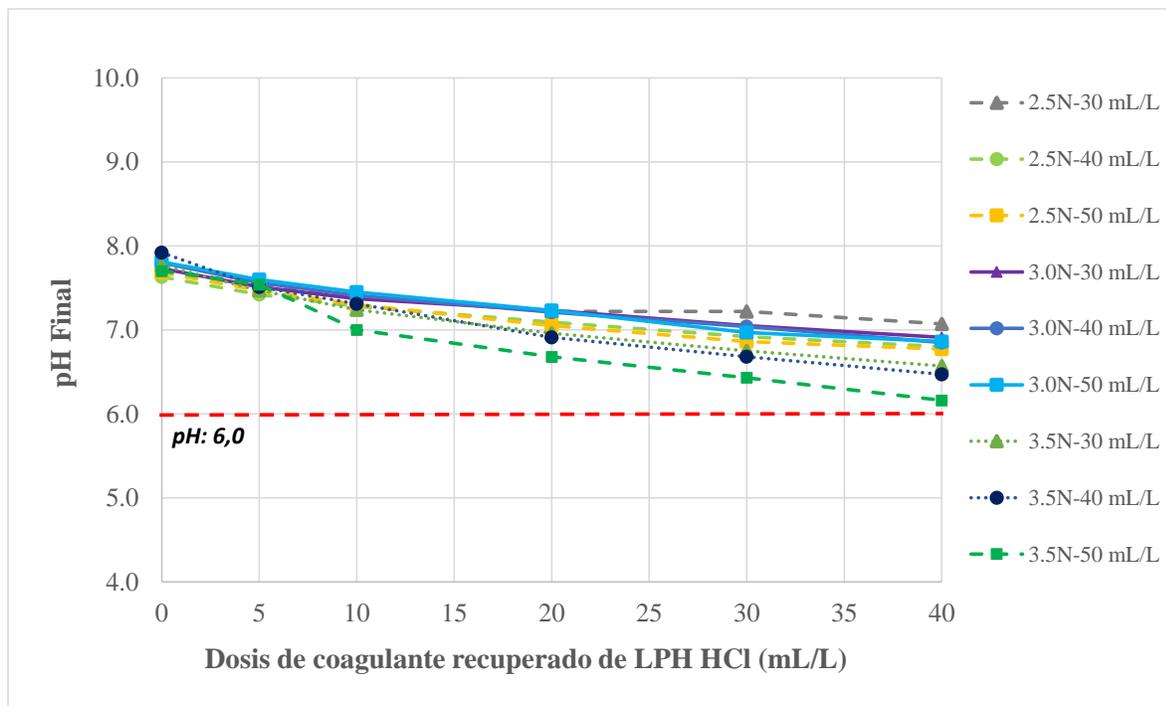


Figura 19. Efecto de la dosis de HCl (Mezcla) a diferentes concentraciones

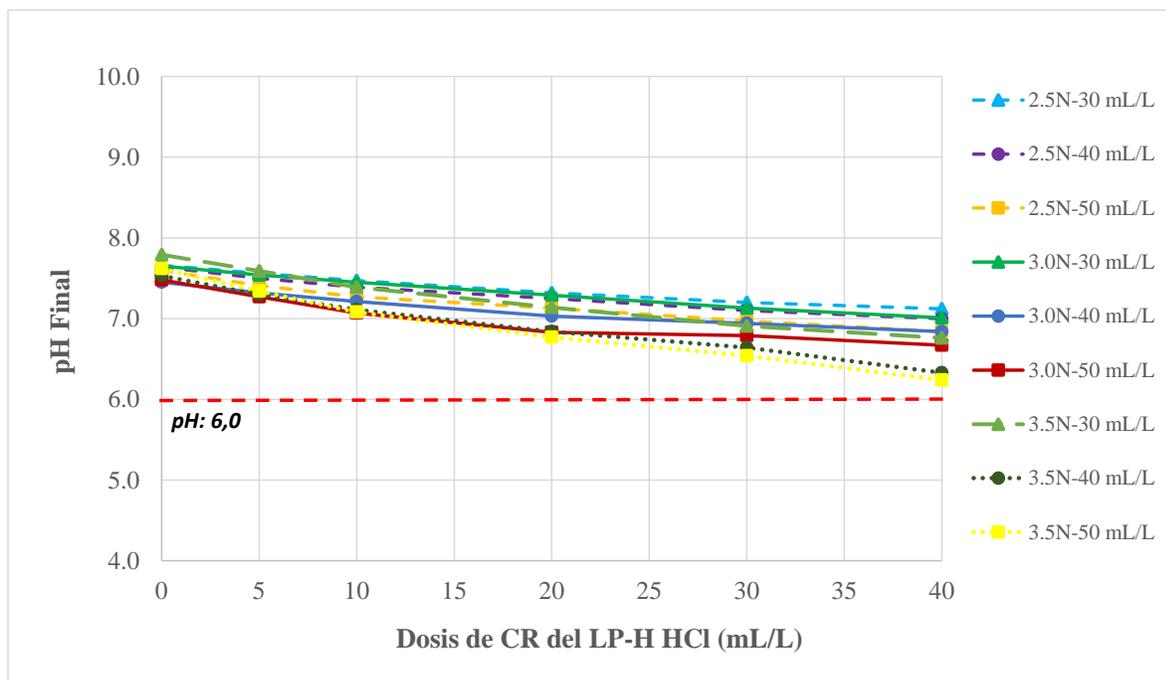


Figura 20. Efecto de la dosis de HCl (sobrenadante) a diferentes concentraciones

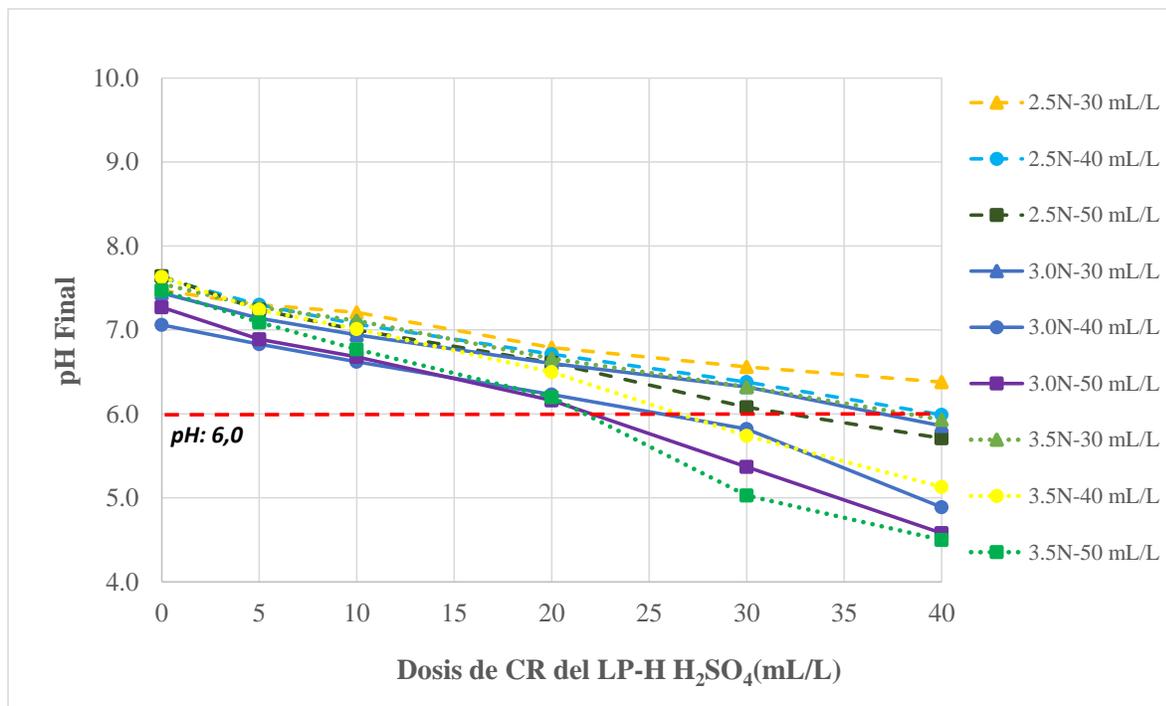


Figura 21. Efecto de la dosis del H₂SO₄ (sobrenadante) pH a diferentes concentraciones

La figura 22, muestra los cambios de la turbiedad a las diferentes dosis de lodo seco con modificación de pH, donde se observa un aumento en la turbiedad a medida que aumenta la dosis de lodo seco, para este caso no hubo una remoción de turbiedad más bien un aumento de ésta a los diferentes valores de pH, así: para pH 8.39 pasó de 278 a 302 NTU, pH 6 de 298 a 300 NTU, pH 7 de 276 a 282, pH 9 de 271 a 284, pH 10 de 267 a 280 NTU.

Para el caso del pH final se observa que no hubo una alta variación en este a medida que aumentaba la dosis de lodo seco, lo cual muestra que no es eficiente en la eliminación de la turbidez, pues a valores bajos de pH, se presenta una mayor solubilidad de los metales presentes en los lodos de potabilización, lo que permite recuperar una mayor cantidad de coagulante y ayuda a mejorar la sedimentación primaria, eliminando contaminantes presentes en el ARD (Ver Figura 23).

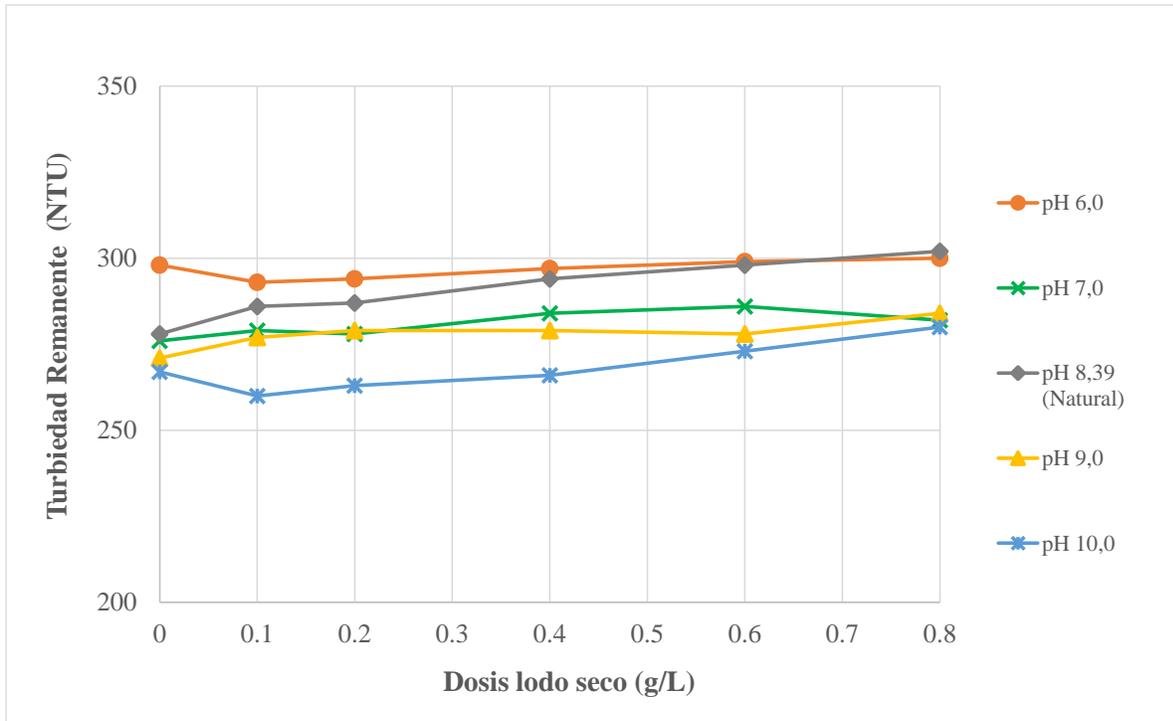


Figura 22. Lodo seco Malla 16 (1.0 mm) a diferentes pH

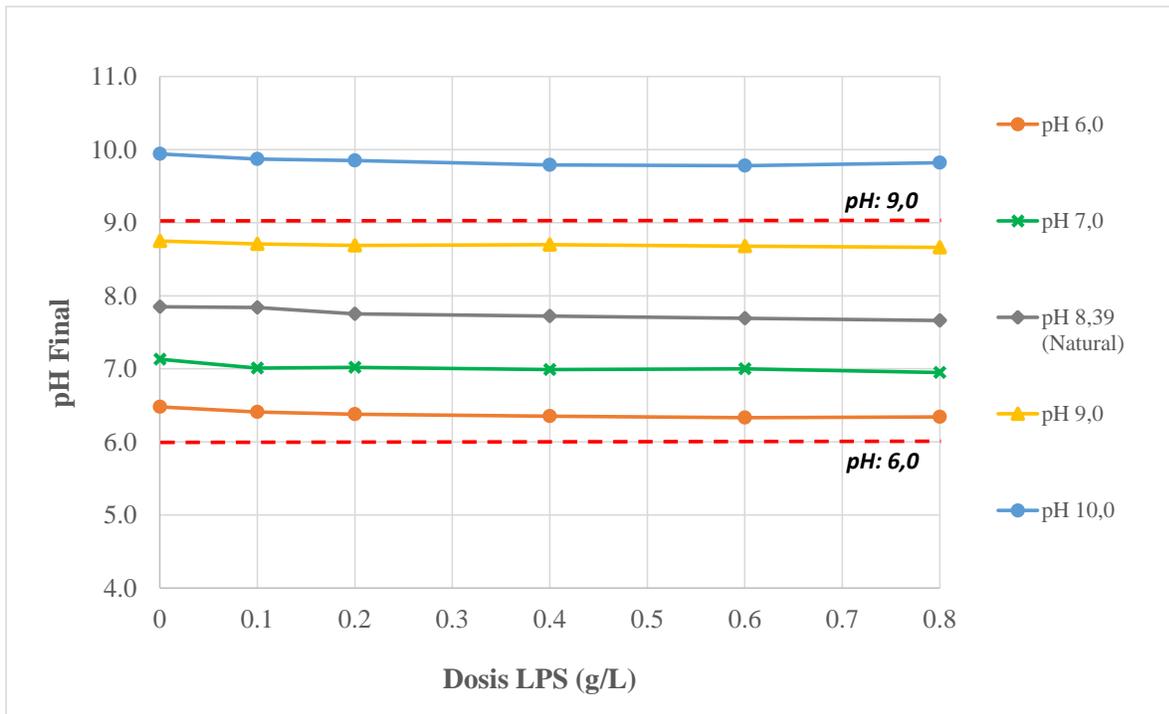


Figura 23. Lodo seco Malla 16 (1.0 mm) pH final

Por otro lado, en las figuras 24, 25, 26 y 27 se muestra la eliminación de la turbiedad, para dosis variables de lodo seco acidificado a diferentes normalidades, empleando la mezcla y el sobrenadante, teniendo en cuenta las condiciones iniciales antes de empezar el tratamiento, conductividad: 1296 $\mu\text{s}/\text{cm}$; pH: 8.43 y turbiedad: 547 NTU donde se presentó la mayor eliminación de turbiedad a una dosis de 30 mL/L con acidificación 3.5N – 50 mL/L de 6.23 NTU a una conductividad: 1487 $\mu\text{s}/\text{cm}$ y dosis de 40 mL/L con acidificación 2.5N – 50 mL/L de 5.87 NTU a una conductividad: 1454 $\mu\text{s}/\text{cm}$, que corresponde a una remoción de turbiedad del 97% esto es para el caso cuando empleamos HCl tanto para la mezcla y sobrenadante, respectivamente.

Para las condiciones iniciales cuando se emplea H_2SO_4 para la acidificación del lodo seco se tiene una conductividad: 1320 $\mu\text{s}/\text{cm}$; pH: 8.26 y turbiedad: 584 NTU, donde las mayores eliminaciones de turbiedad se dieron a una dosis de 40 mL/L con acidificación 3.5N – 50 mL/L de 5.48 NTU y 5.43 NTU con una remoción de turbiedad del 98% con conductividad de 1531 y 1536 $\mu\text{s}/\text{cm}$ tanto para la mezcla y sobrenadante, respectivamente.

Con base en lo anterior, al emplear H_2SO_4 y HCl se obtuvieron remociones de turbiedad similares (98%), con lodo crudo acidificado a las diferentes dosis tomando la mezcla y el sobrenadante, de igual forma para lodo seco acidificado la remoción de turbiedad fue de 98% para ambos casos con una dosis de 40 mL/L con acidificación de 3.5N – 40 mL/L.

Por lo tanto, al considerar diversos aspectos como la efectividad en la remoción de la turbidez, el costo en términos de volumen y concentración de ácido utilizado y la seguridad en términos de pH del agua tratada, se observó que la tasa óptima en los ensayos fue una acidificación de 3.5N – 40 mL/L H_2SO_4 con una dosis de 20 mL/L para el coagulante recuperado (CR), 3.5N – 50 mL/L H_2SO_4 con una dosis de 20 mL/L para lodo reactivo (LR) y lodo crudo con una dosis de 100 mL/L para el mejoramiento de la sedimentación primaria.

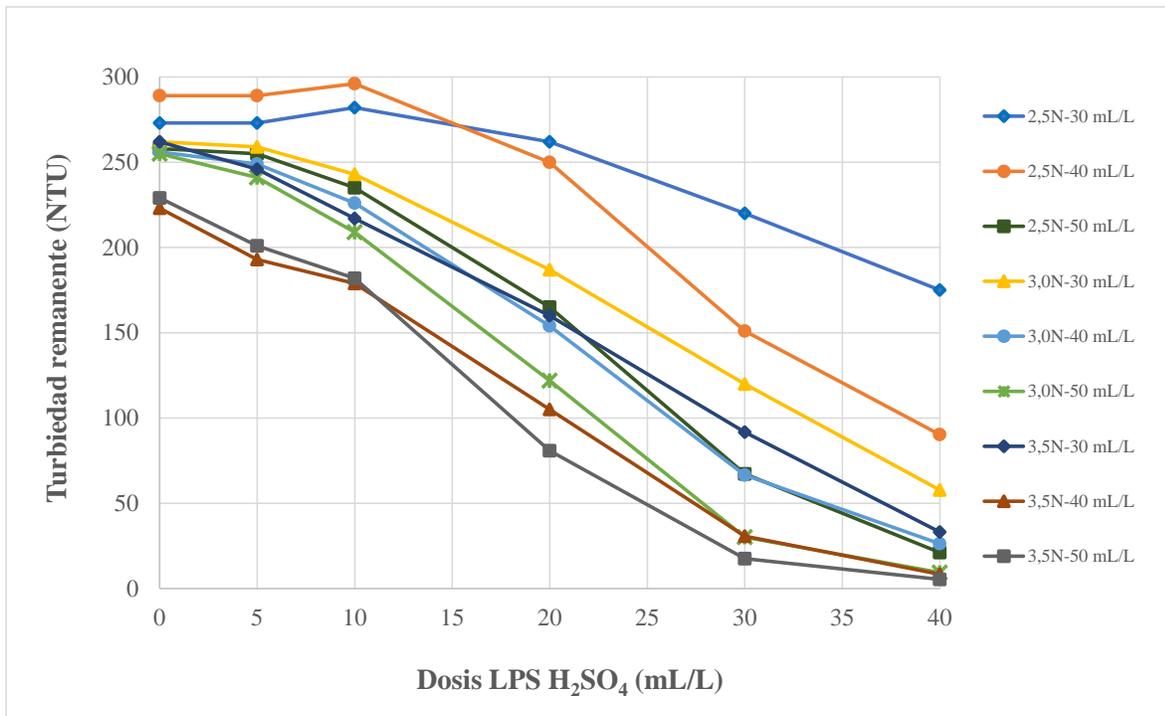


Figura 24. Lodo seco H₂SO₄ Mezcla Malla 16 (1.0 mm)

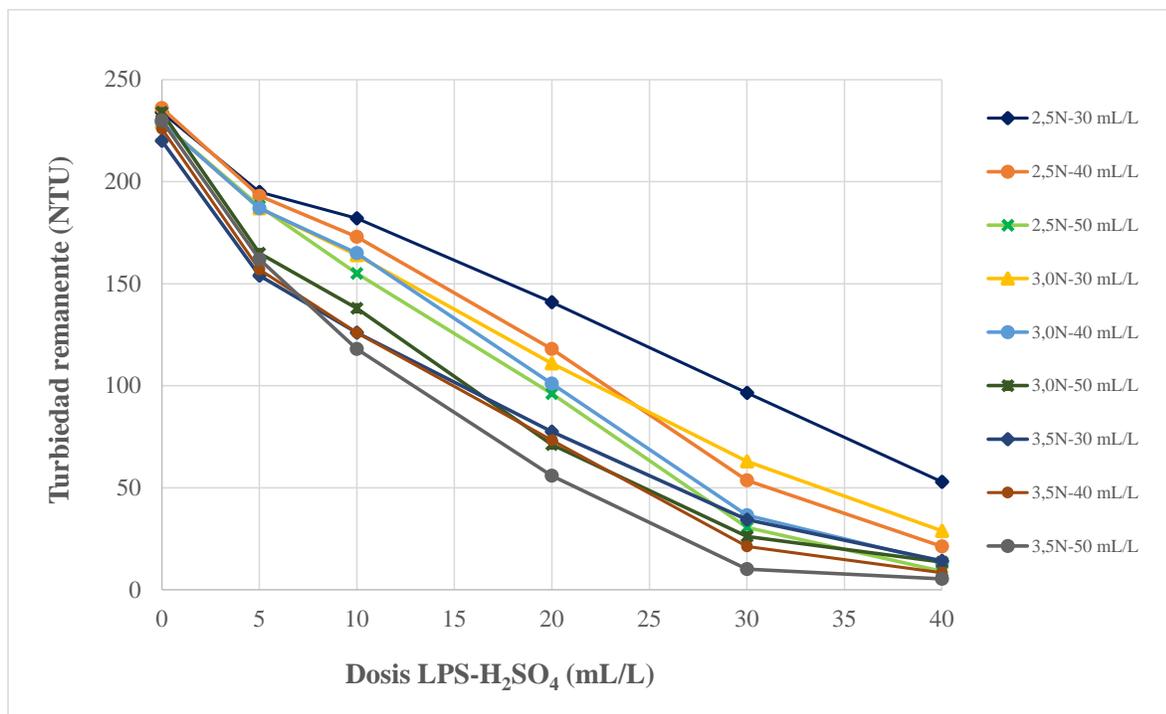


Figura 25. Lodo seco H₂SO₄ Sobrenadante Malla 16 (1.0 mm)

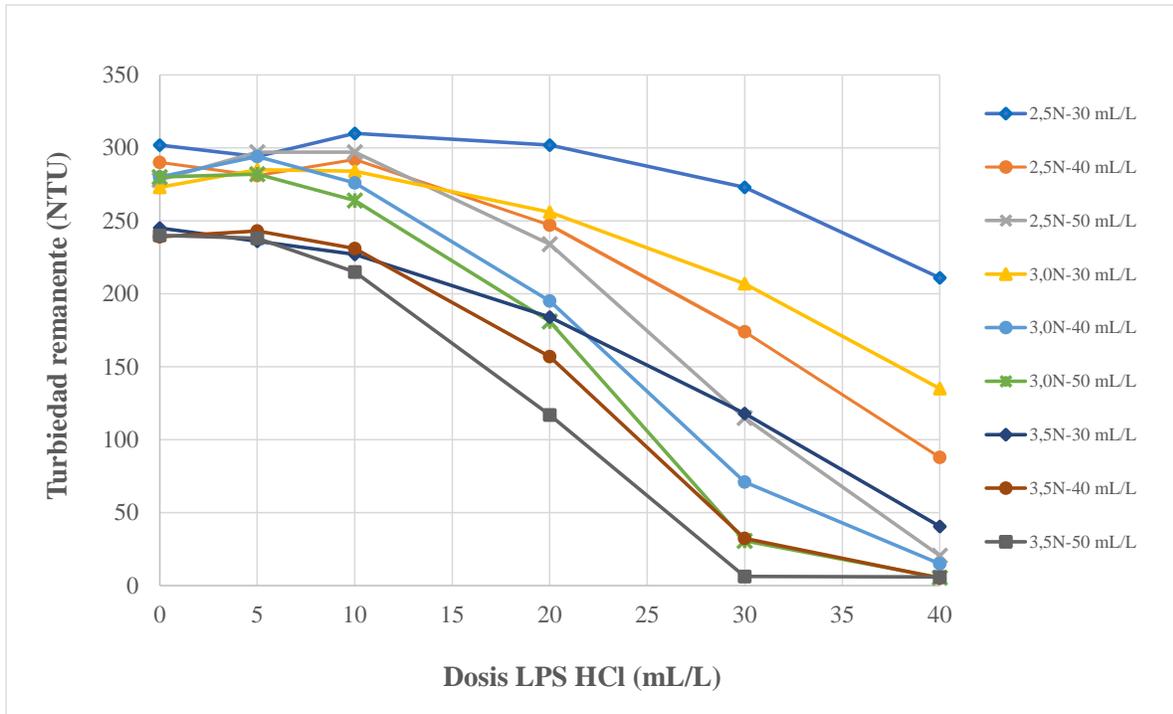


Figura 26. Lodo seco HCl mezcla Malla 16 (1.0 mm)

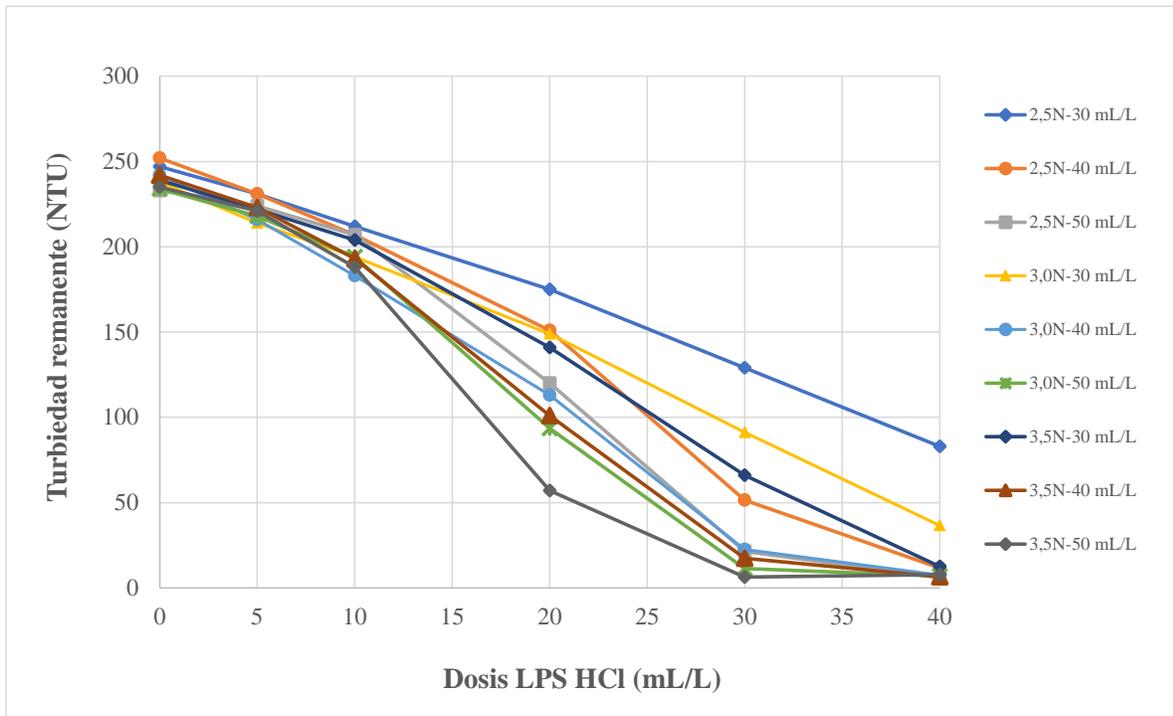


Figura 27. Lodo seco HCl sobrenadante Malla 16 (1.0 mm)

En las figuras 28, 29, 30 y 31 se observan los cambios del pH a medida que la dosis del lodo seco acidificado aumenta, obteniéndose un valor de pH por debajo de 6 unidades, los cuales se presentan cuando el lodo es acidificado con HCl y por ende se da una mayor adición de coagulante recuperado. Pues como se ha indicado, a valores bajos de pH, aumenta la solubilidad de los metales en el agua, lo cual esto se ve reflejado en la eliminación de la turbiedad a partir de las dosis de 40 mL/L con acidificación 3.0N – 40 mL/L con HCl de 14.90 NTU a pH 6.11 con una remoción del 94.7% para la mezcla y 40 mL/L con acidificación 2.5N – 50 mL/L con HCl de 5.87 NTU a pH 6.10 para el sobrenadante con una remoción del 97.5%, para el lodo seco acidificado con H₂SO₄ las mayores eliminaciones de turbiedad se presentaron a dosis de 20 mL/L con acidificación 3.5N – 50 mL/L de 8.49 NTU a pH 6.27 para la mezcla con una remoción del 97.8% y para dosis de 40 mL/L con acidificación 3.5N – 50 mL/L de 5.43 NTU a pH 6.00 empleando sobrenadante con una remoción del 98%.

Teniendo en cuenta lo anterior, se observa que la eliminación de la turbidez aumenta con el descenso del pH para ambas acidificaciones (mezcla y sobrenadante) con una remoción máxima de turbidez del 96%.

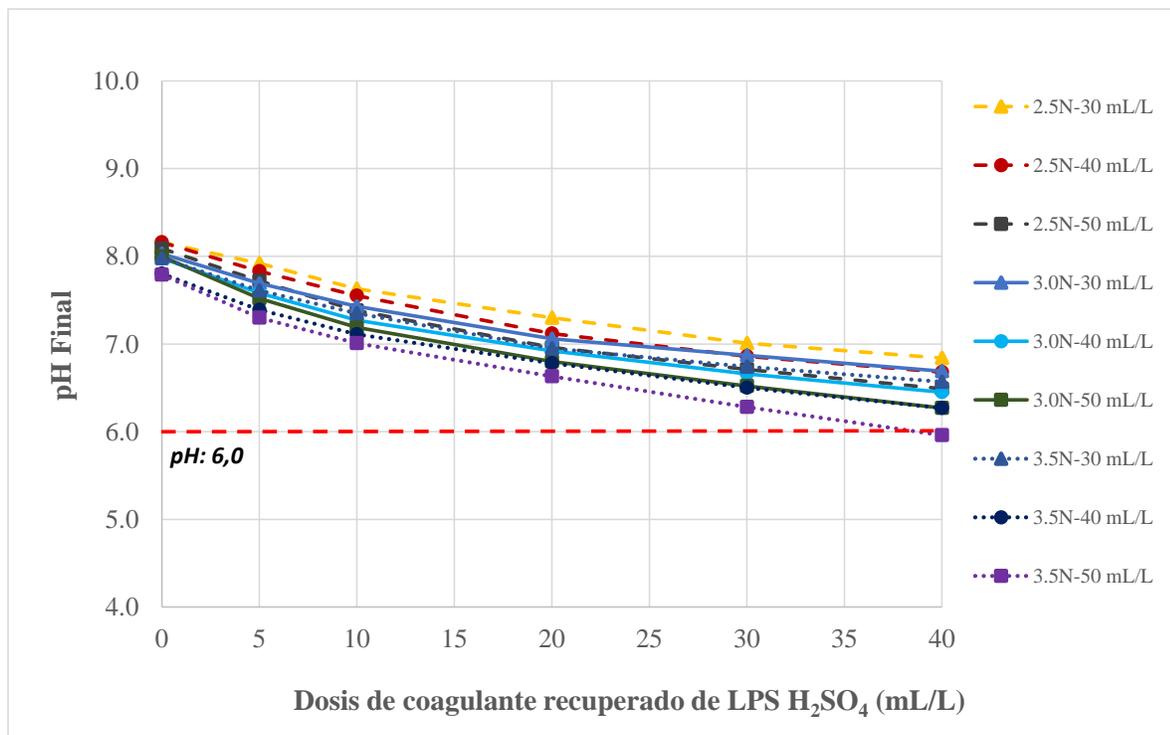


Figura 28. Lodo seco H₂SO₄ mezcla Malla 16 (1.0 mm)

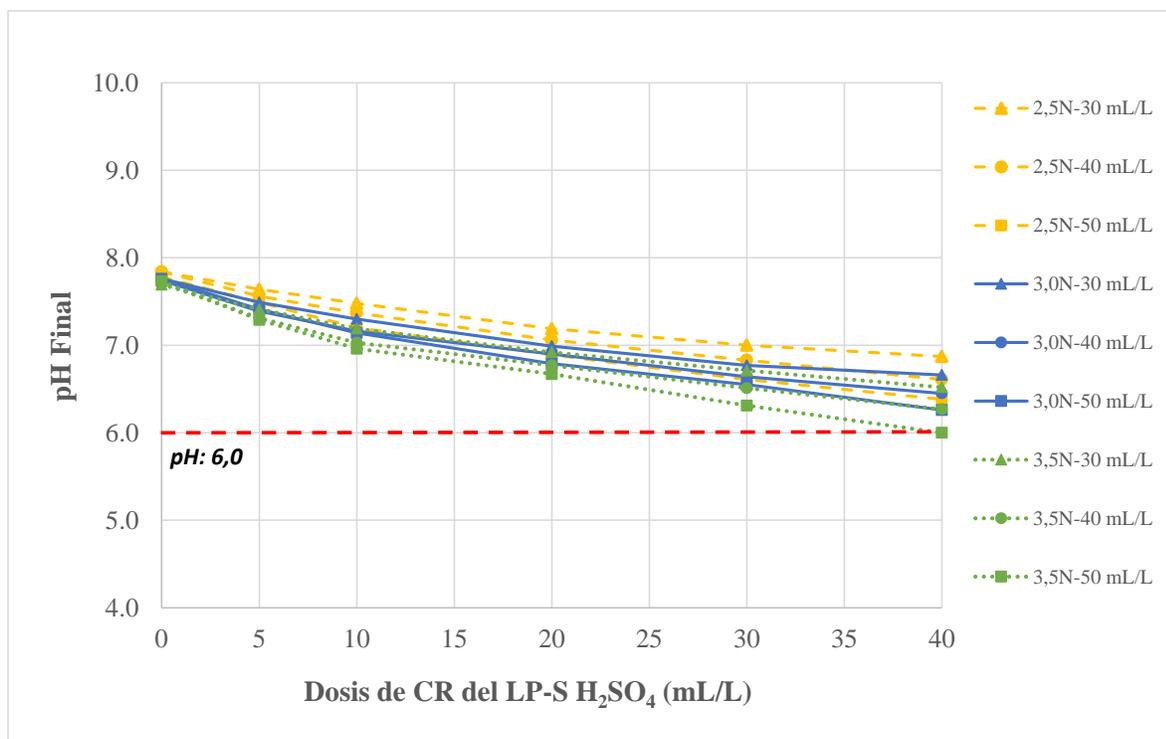


Figura 29. Lodo seco H₂SO₄ Sobrenadante Malla 16 (1.0 mm)

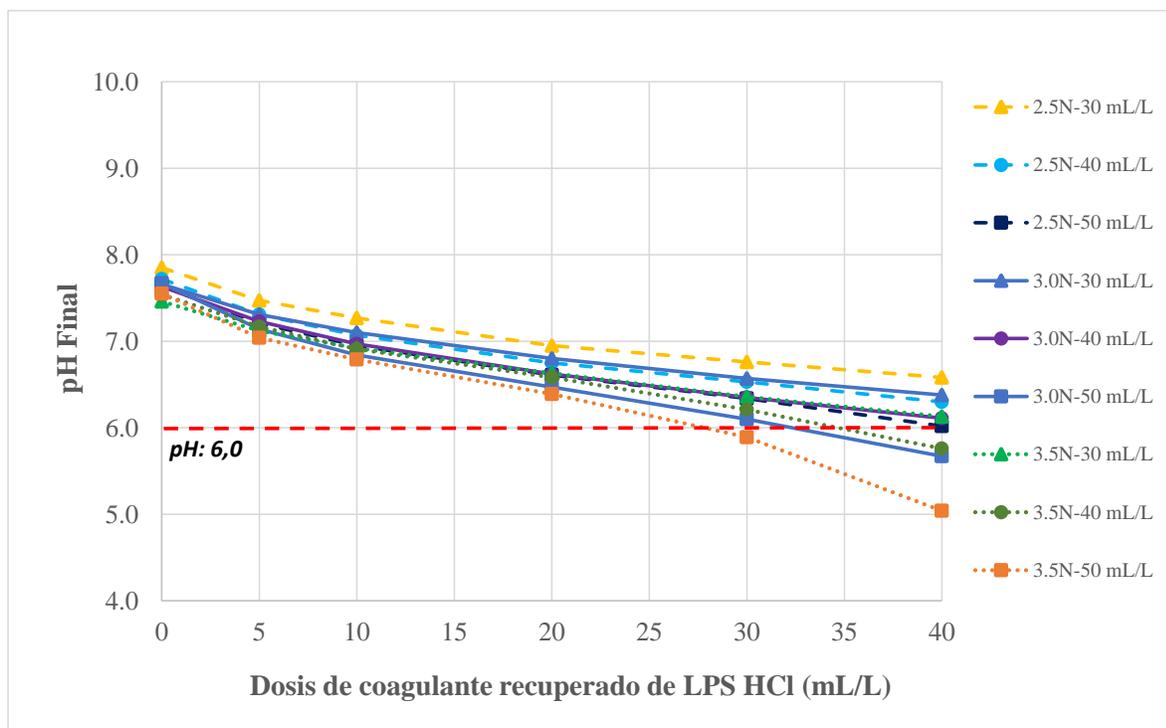


Figura 30. Lodo seco HCl mezcla Malla 16 (1.0 mm)

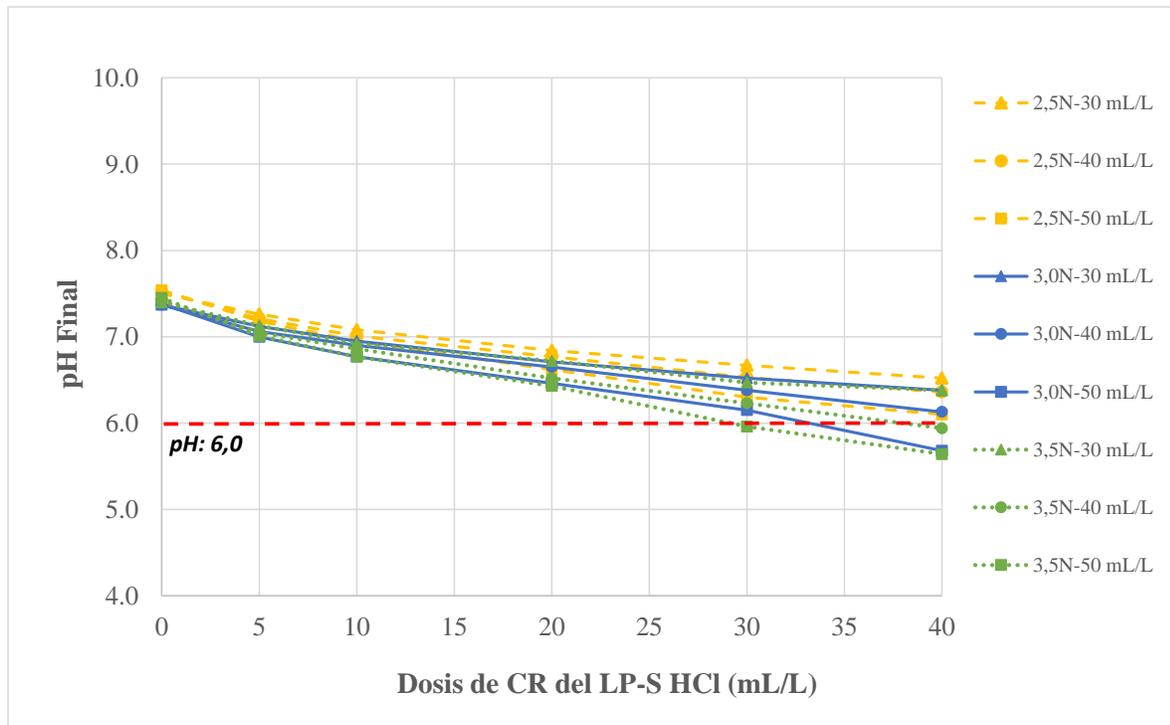


Figura 31. Malla 16 (1.0 mm) HCl sobrenadante

Las figuras 32 – 39, presenta los costos para las diferentes dosis de ácido (H_2SO_4 y HCl) tanto para la mezcla como para el sobrenadante en lodos crudo y seco, como se puede observar en las gráficas se presentan remociones altas de turbiedad que es el parámetro de referencia para el estudio y determinación de las dosis óptimas, pero que puede proporcionar sobre costos en la implementación de los reactivos (ácido) para la consiguiente acidificación de los lodos: Por lo cual, se toman los datos donde se presentan las mayores remociones de turbiedad, las dosis y la acidificación haciendo la comparación de los costos tanto para la mezcla como para el sobrenadante, en algunos ensayos se presentó un aumento en la turbiedad cuando se empleó lodo seco acidificado con HCl a las diferentes concentraciones 2.5N-9 mL/L con dosis de 10 mL/L y 20 mL/L, 2.5N-12 mL/L con dosis de 10 mL/L, 2.5N-15 mL/L con dosis de 5 mL/L y 10 mL/L, 3N-9 mL/L con dosis de 5 mL/L y 10 mL/L, 3N-12 mL/L con dosis de 5 mL/L y 3N-15 mL/L con dosis de 5 mL/L esto se dio empleando la mezcla.

Los ácidos empleados en este estudio fueron de grado comercial de la marca Protokimica y los costos de estos fueron los siguientes (ver tabla 5):

Tabla 5. Costo de los ácidos

	Precio (incluye IVA)	Densidad (g/mL)	Presentación (Kg)	Pureza (%)	Normalidad (N)	Costos (\$/kg)	2.5N (\$/mL)	3.0N (\$/mL)	3.5N (\$/mL)
H ₂ SO ₄	\$ 74,887	1.83	35	98	36.6	2140	0.2674	0.3209	0.3744
HCl	\$ 58,725	1.16	22	32	10.2	2669	0.7591	0.9109	1.0627

En la tabla 6, se resumen las condiciones en las que se presentaron los costos más bajos y en los que se obtuvo una alta remoción de turbiedad. En esta tabla, se observa que implementando una dosis de 10 mL/L con una acidificación de 3.5N – 40 mL/L presenta una remoción de turbiedad del 89% con un costo de 150 (\$/m³ ácido) empleando H₂SO₄/Sobrenadante, favoreciendo la rentabilidad del proceso, pues a pesar de poder obtenerse remociones más altas, se generaría un sobre costo y baja rentable del proceso.

Tabla 6. Costos para la acidificación

	Acidificación	Dosis (mL/L)	Turbiedad final (NTU)	Remoción (%)	Costo \$/m ³ (ácido)
H ₂ SO ₄ / Mezcla	2.5N – 30 mL/L	30 mL/L	6.63	97	241
	2.5N – 40 mL/L	20 mL/L	9.58	95	214
	2.5N – 50 mL/L	20 mL/L	4.84	97	267
	3.0N – 30 mL/L	20 mL/L	16.5	91	193
	3.0N – 40 mL/L	20 mL/L	3.84	98	257
	3.0N – 50 mL/L	20 mL/L	2.76	98	321
	3.5N – 30 mL/L	20 mL/L	4.51	97	225
	3.5N – 40 mL/L	20 mL/L	3.38	98	300
	3.5N – 50 mL/L	10 mL/L	23.20	85	187
HCl / Mezcla	2.5N – 50 mL/L	40 mL/L	20.30	90	1518
	3.0N – 40 mL/L	40 mL/L	21.70	90	1457
	3.0N – 50 mL/L	40 mL/L	23.00	89	1822
	3.5N – 30 mL/L	40 mL/L	11.60	95	1275
	3.5N – 40 mL/L	30 mL/L	18.4	93	1275
	3.5N – 50 mL/L	30 mL/L	11.00	95	1594
H ₂ SO ₄ / Mezcla Seco	2.5N – 50 mL/L	40 mL/L	21.20	92	535
	3.0N – 40 mL/L	40 mL/L	26.30	90	514
	3.0N – 50 mL/L	30 mL/L	30.20	88	481

	3.5N – 30 mL/L	40 mL/L	33.20	87	449
	3.5N – 40 mL/L	30 mL/L	30.80	86	449
	3.5N – 50 mL/L	30 mL/L	17.60	92	562
HCl / Mezcla Seco	2.5N – 50 mL/L	40 mL/L	20.50	93	1518
	3.0N – 40 mL/L	40 mL/L	14.90	95	1457
	3.0N – 50 mL/L	30 mL/L	30.70	89	1336
	3.5N – 30 mL/L	40 mL/L	40.60	83	1275
	3.5N – 40 mL/L	30 mL/L	32.30	86	1275
	3.5N – 50 mL/L	30 mL/L	6.23	97	1594
H ₂ SO ₄ / Sobrenadante	2.5N – 30 mL/L	20 mL/L	29.90	80	160
	2.5N – 40 mL/L	20 mL/L	3.91	97	214
	2.5N – 50 mL/L	20 mL/L	3.26	97	267
	3.0N – 30 mL/L	20 mL/L	4.55	97	193
	3.0N – 40 mL/L	20 mL/L	3.55	98	257
	3.0N – 50 mL/L	20 mL/L	3.25	98	321
	3.5N – 30 mL/L	20 mL/L	3.19	98	225
	3.5N – 40 mL/L	10 mL/L	16.9	89	150
	3.5N – 40 mL/L	10 mL/L	15.7	89	187
HCl / Sobrenadante	2.5N – 50 mL/L	40 mL/L	14.00	93	1518
	3.0N – 40 mL/L	40 mL/L	30.00	84	1457
	3.0N – 50 mL/L	40 mL/L	21.80	89	1822
	3.5N – 30 mL/L	30 mL/L	20.40	90	956
	3.5N – 40 mL/L	30 mL/L	11.70	94	1275
	3.5N – 50 mL/L	20 mL/L	32.40	84	1063
H ₂ SO ₄ / Sobrenadante Seco	2.5N – 40 mL/L	40 mL/L	21.30	91	428
	2.5N – 50 mL/L	30 mL/L	30.60	87	401
	3.0N – 30 mL/L	40 mL/L	28.90	87	385
	3.0N – 40 mL/L	30 mL/L	36.60	84	385
	3.0N – 50 mL/L	30 mL/L	26.20	89	481
	3.5N – 30 mL/L	30 mL/L	34.40	84	337
	3.5N – 40 mL/L	30 mL/L	21.30	91	449
	3.5N – 50 mL/L	30 mL/L	10.10	90	562
HCl / Sobrenadante Seco	2.5N – 40 mL/L	30 mL/L	51.40	80	911
	2.5N – 50 mL/L	30 mL/L	21.40	91	1139
	3.0N – 30 mL/L	40 mL/L	36.60	85	1093
	3.0N – 40 mL/L	30 mL/L	22.50	91	1093

	3.0N – 50 mL/L	30 mL/L	11.40	95	1366
	3.5N – 30 mL/L	40 mL/L	12.50	95	1275
	3.5N – 40 mL/L	30 mL/L	17.40	93	1275
	3.5N – 50 mL/L	30 mL/L	6.31	97	1594

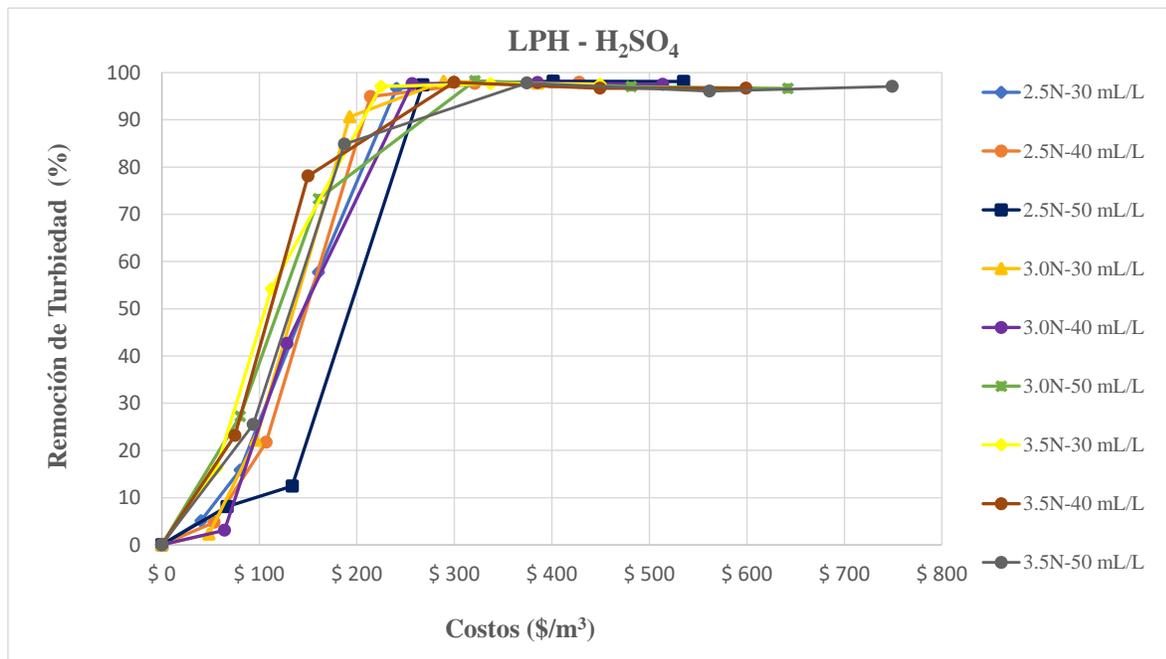


Figura 32. Costos H₂SO₄ Mezcla lodo Húmedo

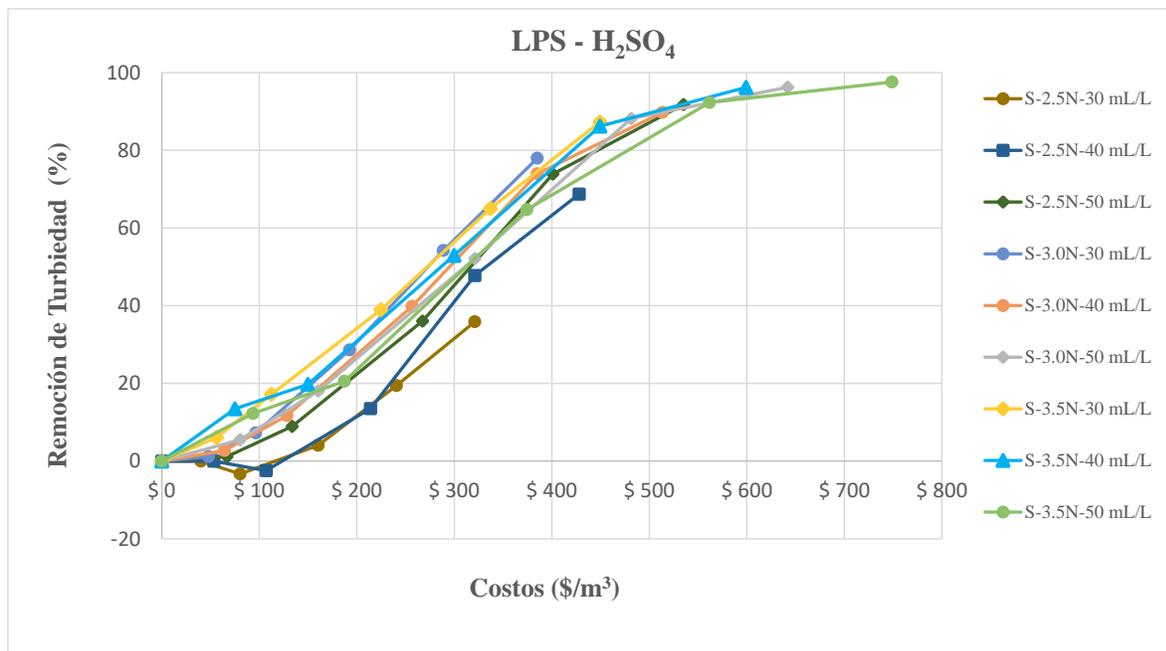


Figura 33. Costos H₂SO₄ Mezcla lodo Seco

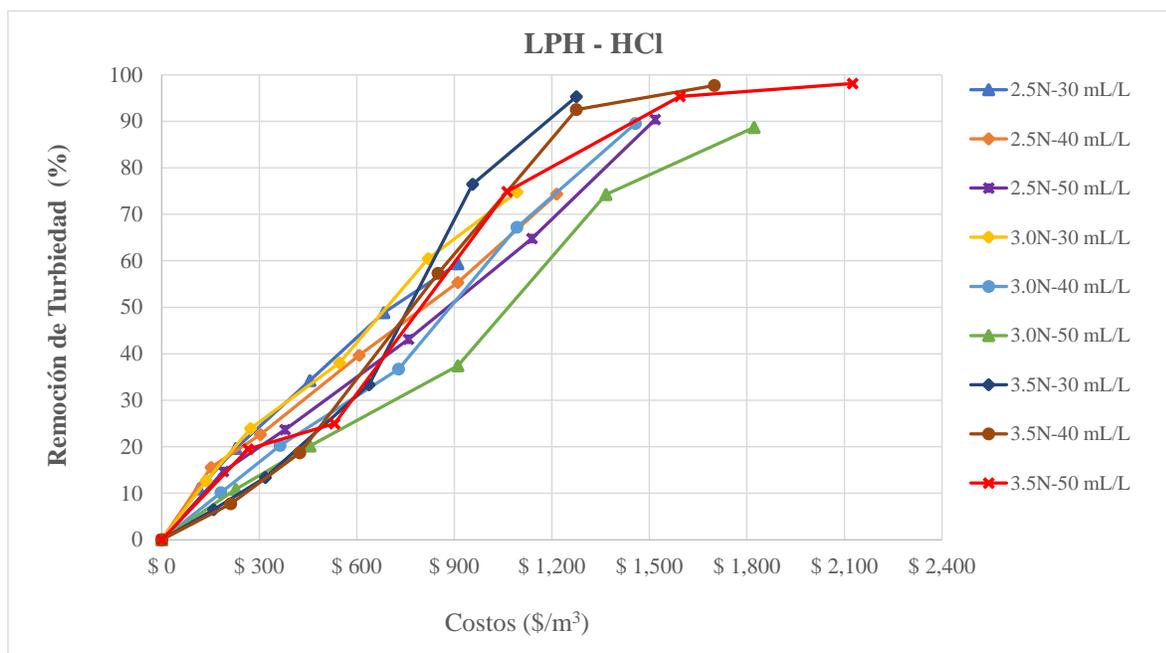


Figura 34. Costos HCl Mezcla lodo Húmedo

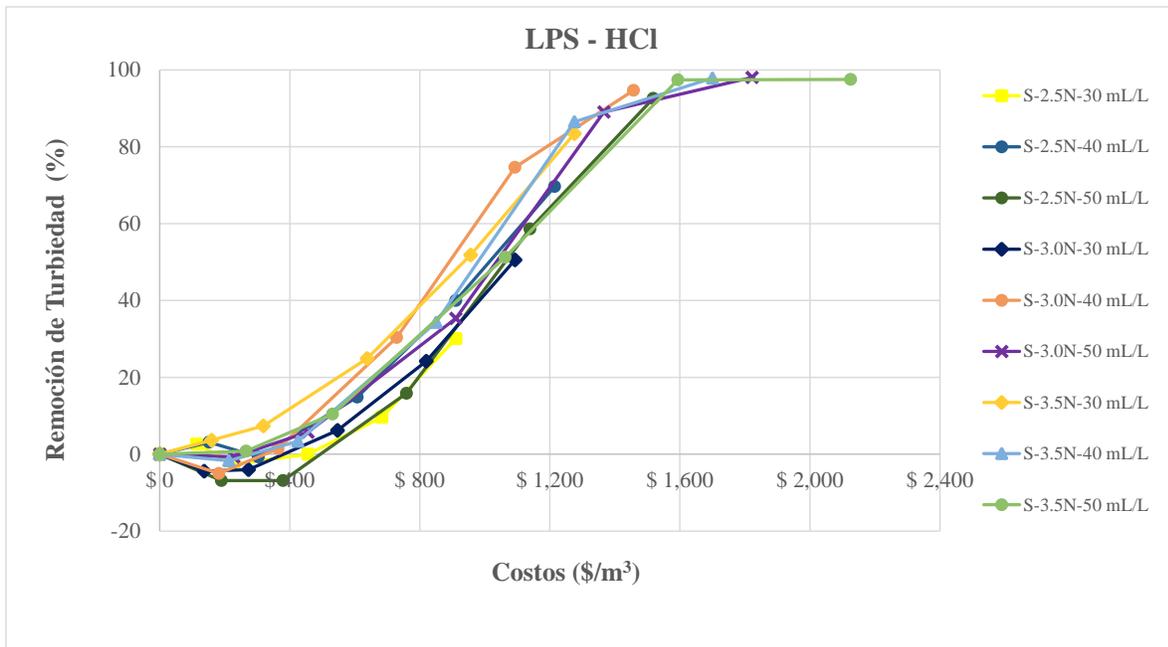


Figura 35. Costos HCl Mezcla lodo Seco

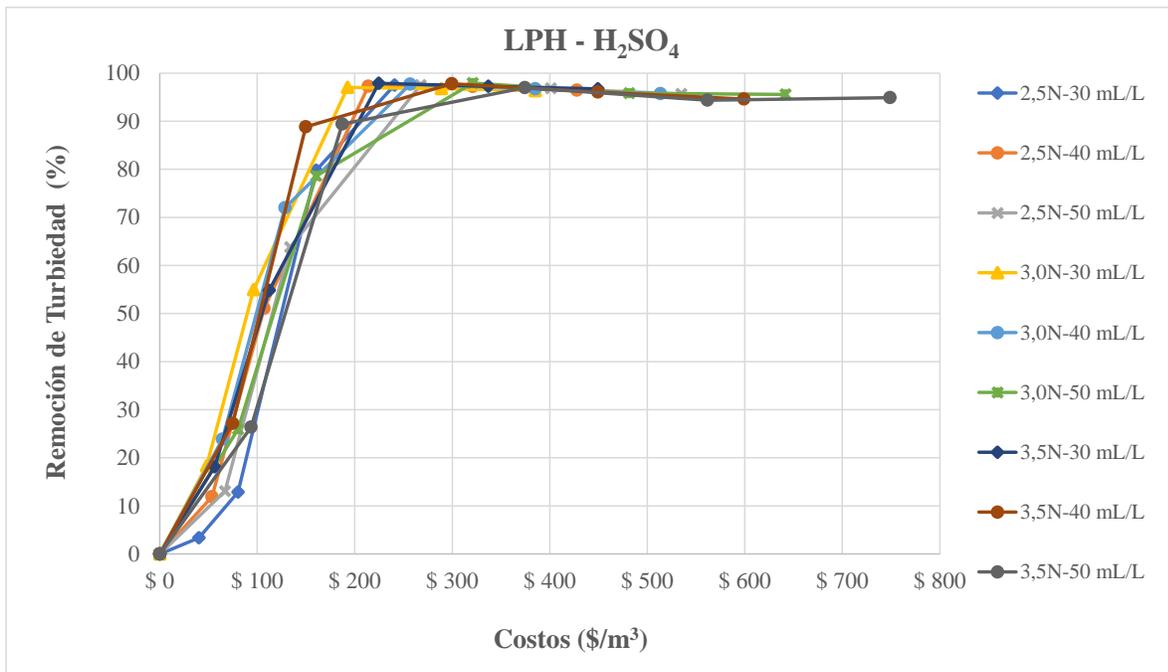


Figura 36. Costos H₂SO₄ Sobrenadante lodo Húmedo

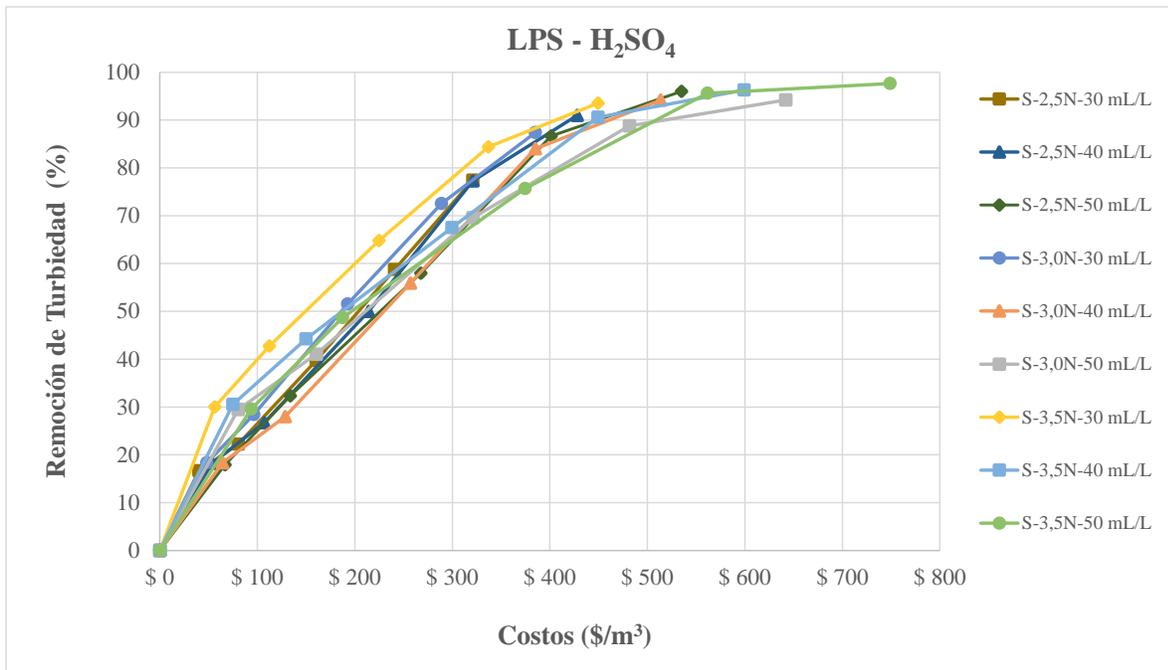


Figura 37. Costos H₂SO₄ Sobrenadante lodo Seco

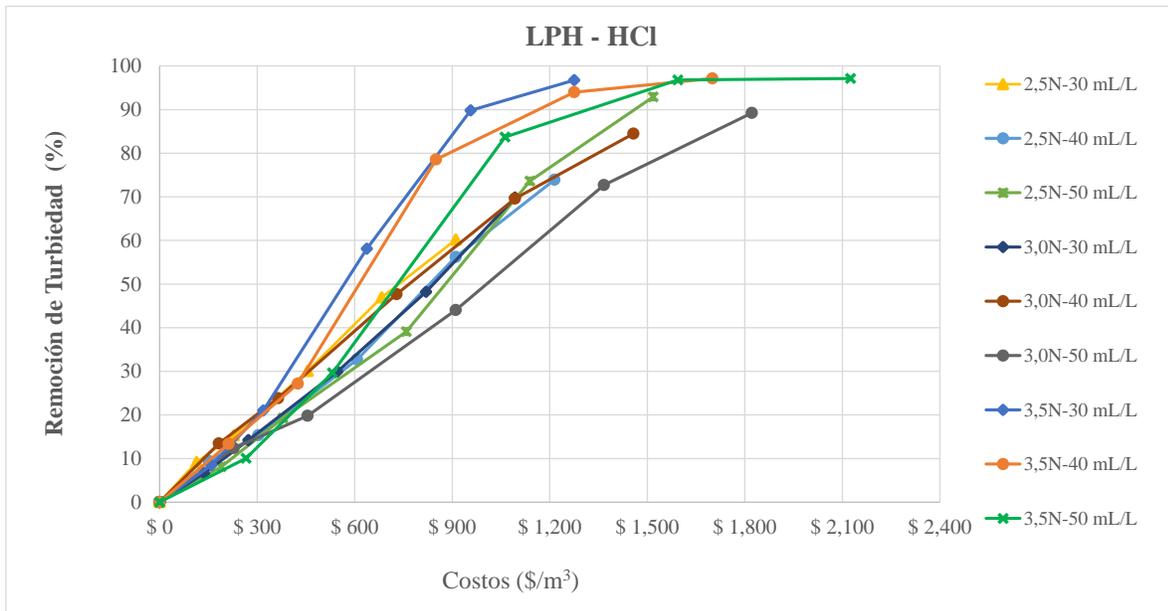


Figura 38. Costos HCl Sobrenadante lodo Húmedo

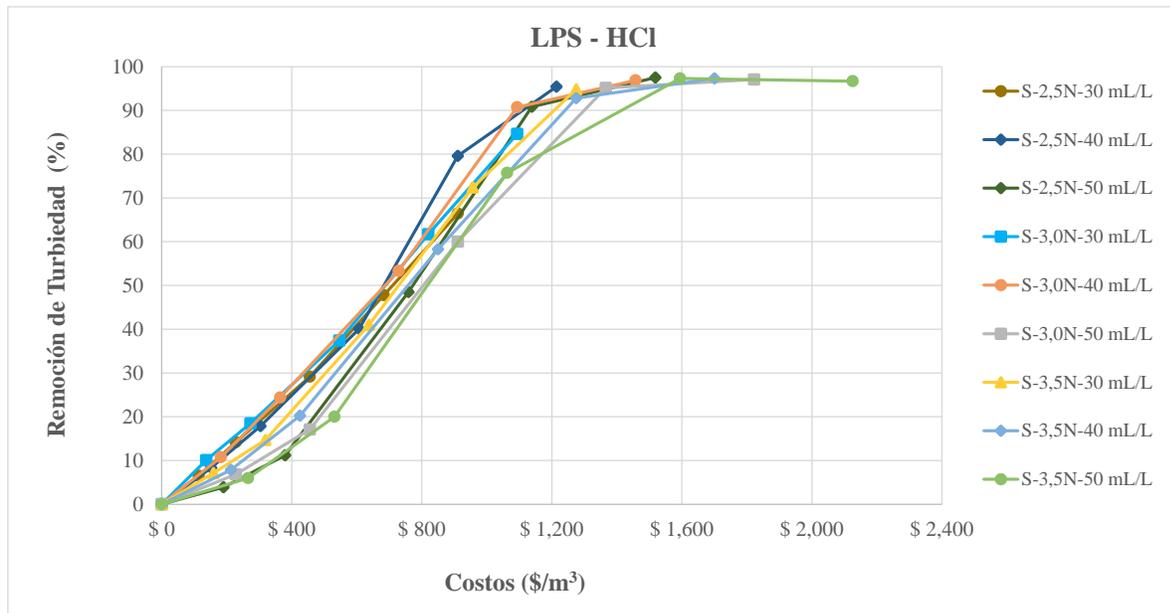


Figura 39. Costos HCl Sobrenadante lodo Seco

Como se puede observar en las figuras anteriores, la recuperación de coagulante en el caso lodos de alumbre, presentan una excelente eliminación en la turbiedad que es el parámetro de referencia, para determinar las dosis óptimas del estudio. A partir de esto, se puede decir que se presentará una buena remoción tanto en la materia orgánica (DQO, DBO₅), los sólidos (SST, STF, SSV), los nutrientes (P y N) y los metales (Fe y Al), lo que se podría en términos de reúso de lodo PTAP como coagulante en aguas residuales, comparar con otros trabajos reportados (Ver apartado 5.5 con resultados propios del presente estudio). Algunos ejemplos de ello incluyen:

Fragoso y Duarte (2012), que evaluaron de la reutilización de lodo PTAP para el tratamiento de aguas residuales de las almazaras de aceite de oliva. La adición de 200–300 g/L de lodo PTAP redujo el 40–50% de DQO, 45–50% de fenoles totales, un valor cercano al 70% de SST y el 45% para ST (sólidos totales) y STV (sólidos totales volátiles); además se alcanzaron reducciones máximas de alrededor del 90% para algunos de los compuestos fenólicos identificados. La fracción grasas y aceites evidenció una reducción de cerca del 90%, con una dosis de lodo PTAP de 300 g/L.

De otro lado, Nair y Ahammed (2015), realizaron ensayos de jarras con el efluente de un reactor UASB y obtuvieron altas remociones de DQO y turbidez en condiciones óptimas con una dosis de lodo PTAP de 15 g/L, pH 9 y dosis de PACl (coagulante comercial, policloruro de aluminio) de 4,2 mg Al/L y los experimentos de confirmación en condiciones óptimas arrojaron altas

remociones de fosfatos con 79%, SST de 84%, DBO₅ de 78% y coliformes totales de 99.7%. Igualmente, Ayoub *et al.* (2017), estudiaron ensayos de jarras con agua residual municipal cruda y con coagulante extraído de lodo PTAP en condiciones ácidas (coagulante recuperado), encontrando que las eficiencias de remoción para DBO₅, DQO, SST, fosfato y nitrato fueron cercanas al 85,5%, 74,5%, 84,5%, 95.8% y 30.4% respectivamente; también realizaron comparaciones entre el coagulante recuperado y el coagulante sulfato de aluminio comercial en un sistema de flujo continuo empleando un tanque de sedimentación primaria prototipo.

5.4 Coagulantes comerciales PAC y Sulfato férrico

Las figuras 40 y 41, muestran la eficiencia en la remoción de la turbidez (%), para dosis variables de PACl y Fe₂(SO₄)₃ que oscilaron entre 20 y 60 (mg Fe⁺³/L o mg Al⁺³/L) para el mejoramiento de la sedimentación primaria del agua residual con modificación del pH (pH natural, 6, 7, 8 y 10), para lo que se logró obtener remociones de turbiedad del 96% con una dosis de 60 mg Fe⁺³/L con un pH 8.6 (natural) al emplear sulfato férrico y 99% con PACl con una dosis de 40 mg Al⁺³/L con un pH 8.6 (natural). Para este estudio se emplearon los coagulante PACl y sulfato férrico ya que son los coagulantes más empleados en el tratamiento de agua potable, cabe resaltar que el PACl es el coagulante empleado en la planta de tratamiento de agua potable del municipio El Santuario, y se hace la comparación con el coagulante recuperado (alumbre) para comparar las eficiencias en la remoción de la turbidez (%), materia orgánica y nutrientes.

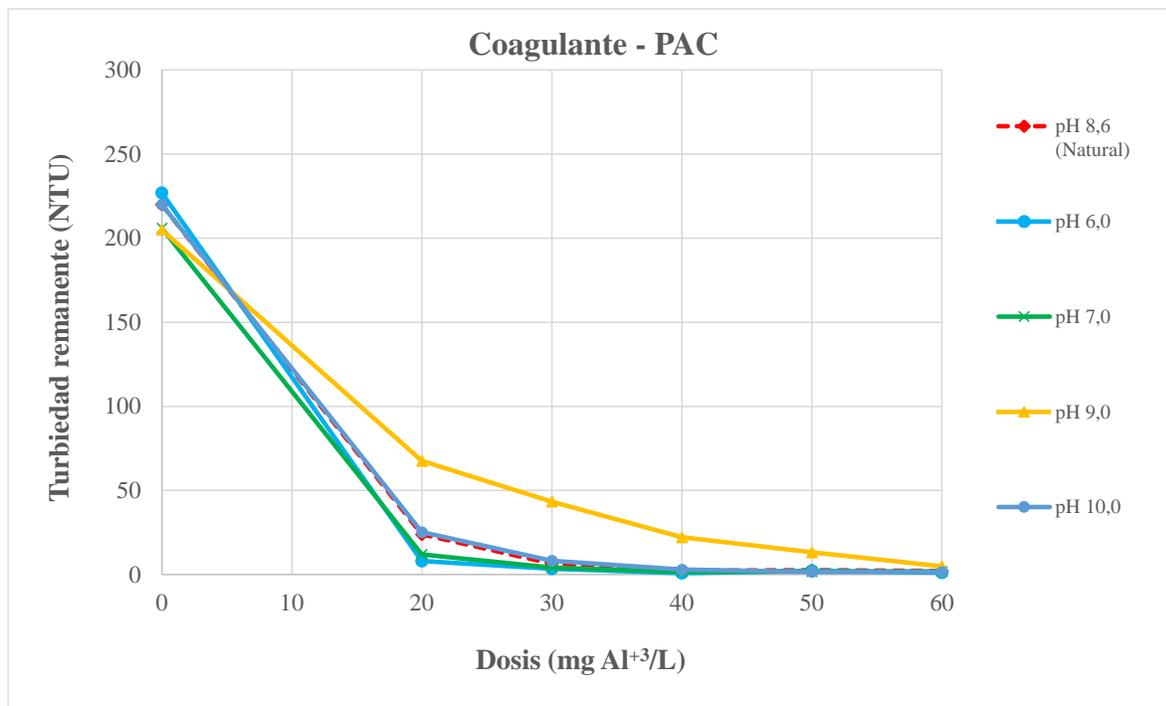


Figura 40. Efecto del pH en la dosis de coagulante PAC

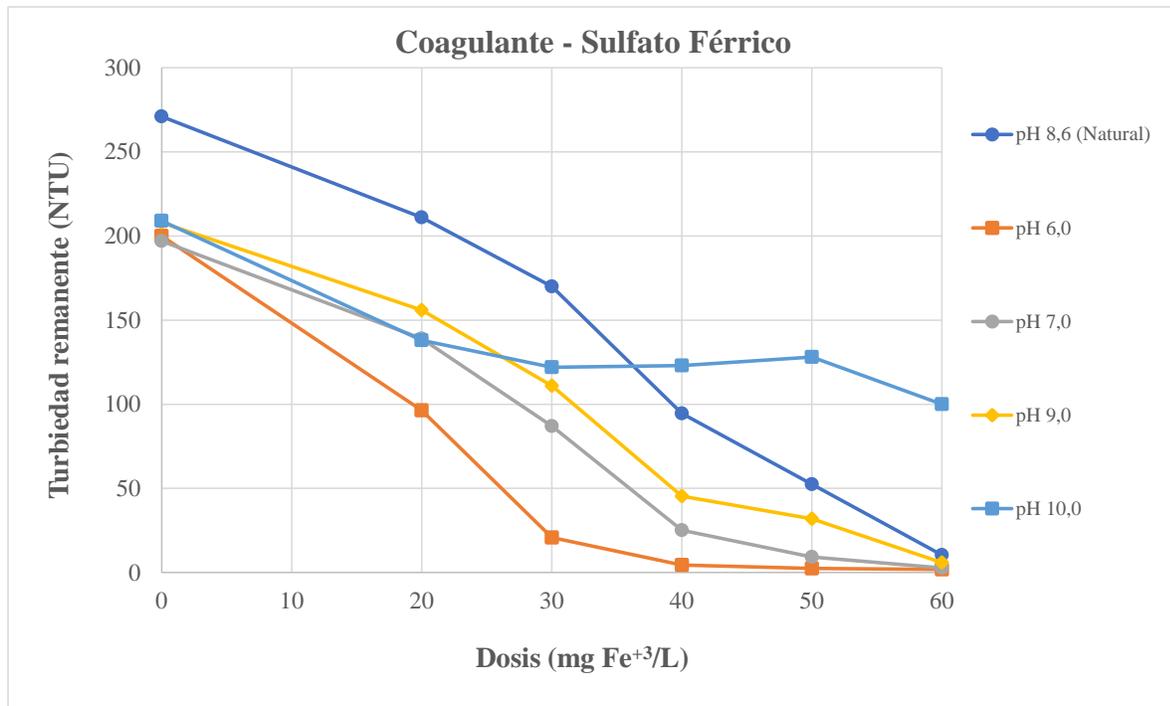


Figura 41. Efecto del pH en la dosis de coagulante sulfato férrico

El enfoque de la dosificación de productos químicos es más confiable y eficaz en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en el proceso de la sedimentación primaria químicamente mejorada, como se ha evidenciado en este estudio, que los coagulantes comerciales y recuperados han presentado una eficiencia alta en la eliminación de la turbiedad demostrando que los CR presentan las mismas eficiencias de eliminación que los coagulantes comerciales, en este caso se presentó una mayor eliminación empleando PAC como se había mencionado anteriormente. En el estudio realizado por Ayoub *et al.* (2017) evaluaron el Tratamiento primario químicamente mejorado de aguas residuales empleando alumbre recuperado de lodos de tratamiento de agua en un modelo de clarifloculador hidráulico comparado con alumbre fresco (coagulante comercial). Emplearon alumbre fresco con una dosis óptima de 120 mg/L donde las remociones de DBO₅, DQO, SST, PO₄ y NO₃ fueron 85.9%, 81.4%, 81.76%, 91.7% y 28.3%, respectivamente. Igualmente, para el alumbre recuperado del tratamiento de agua la dosis óptima fue 120 mg/L, las eficiencias de eliminación de DBO₅, DQO y SST oscilaron entre 70.7 - 85.5%, 63.5 - 74.5% y 64.19 - 84.46%, respectivamente.

Las figuras 42 y 43, muestra el pH final del tratamiento de las ARD con coagulante comercial con modificación de pH donde se observó que las remociones de la turbiedad son similares para ambos casos. Sin embargo, cabe resaltar que a pH 8.6 (natural) se presentaron altas remociones de turbiedad empleando PACl a una dosis de 20 mg Al³⁺/L y sulfato férrico a una dosis de 50 mg Fe⁺³/L, lo cual indica que no es necesario hacer modificación del pH en las aguas residuales, en el caso del PACl, este permite trabajar en un amplio intervalo de pH (6.5 a 9 unidades), y de igual forma que sulfato férrico que trabaja entre 8 y 11 unidades, en estos rangos se va a presentar una mayor eliminación de la turbiedad y de otros contaminantes presentes en el ARD, siendo así, no será necesario implementar H₂SO₄ o NaOH para la modificación de pH ya que esto involucraría costos adicionales innecesarios. Teniendo en cuenta que el costo de los coagulantes comerciales empleados en este estudio fueron los siguientes: PAC 1642.2 \$/Kg solución y sulfato férrico 1487.5 \$/Kg solución

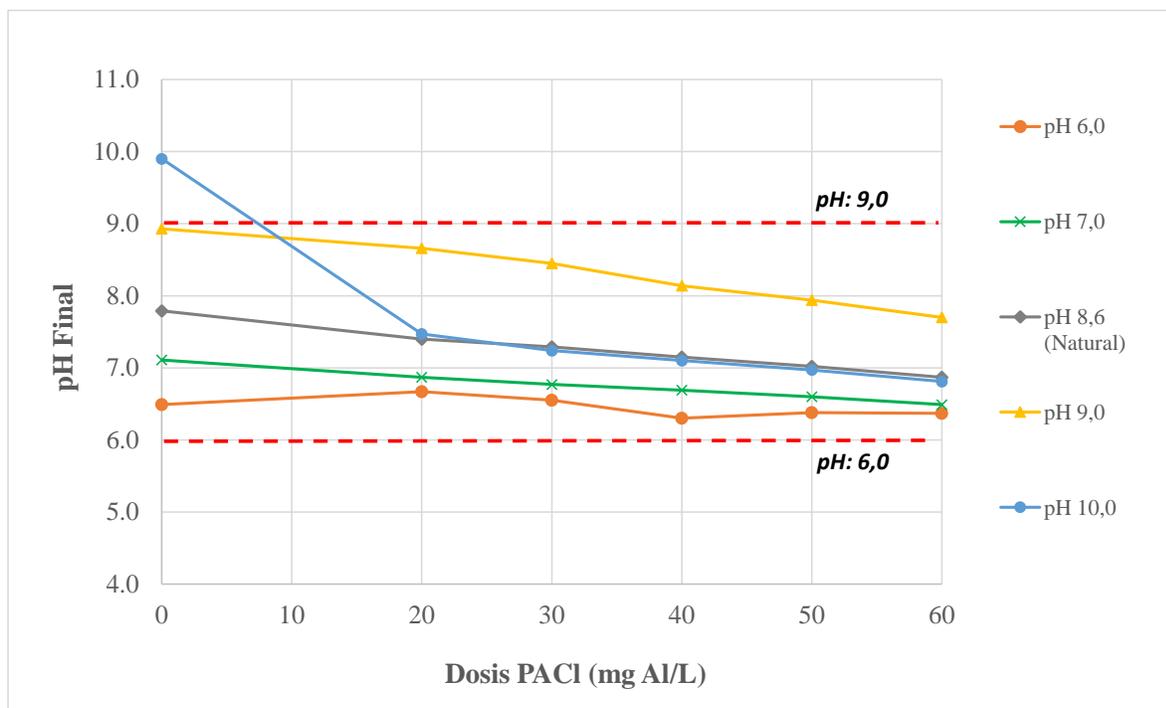


Figura 42. Efecto del pH en la dosis de coagulante PAC

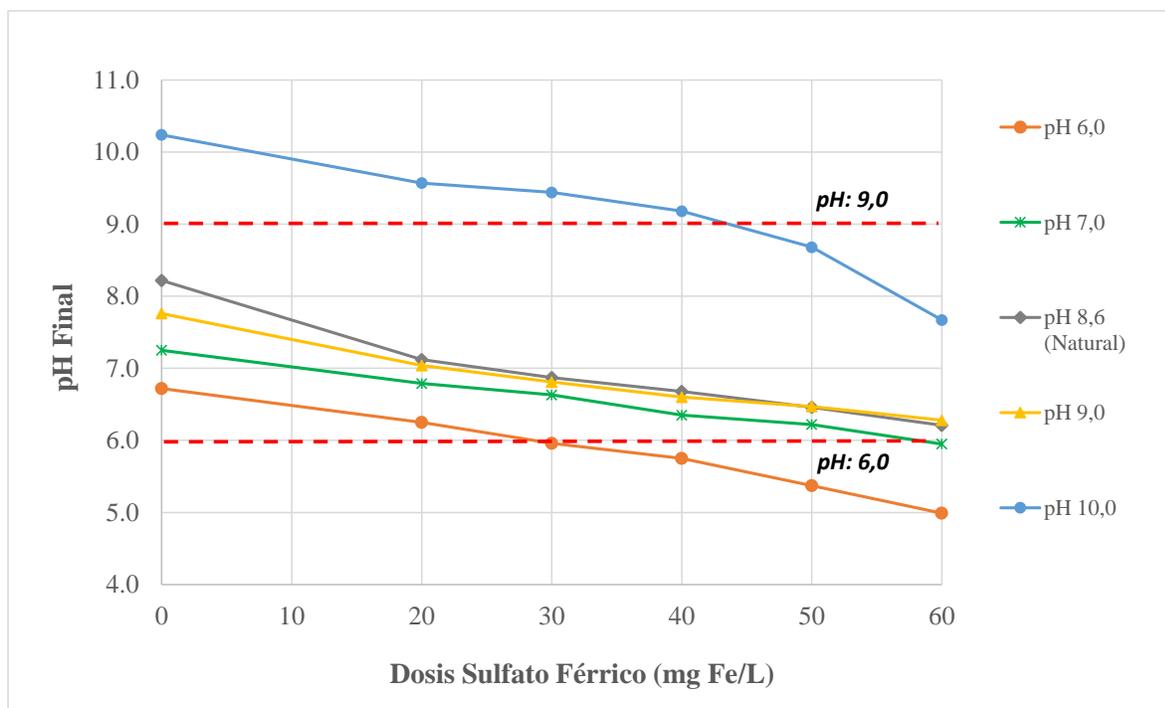


Figura 43. Efecto del pH en la dosis de coagulante sulfato férrico

5.5 RESULTADOS OBTENIDOS CON LAS DOSIS ÓPTIMAS

A partir de lo anterior, en la tabla 7 se muestra las condiciones óptimas para los ensayos finales a escala laboratorio, los cuales se implementarán a escala real para el mejoramiento de la sedimentación primaria en este caso en la PTARD en el municipio el Santuario a futuro, con el fin dar solución a los impactos que generan la disposición de estas aguas a fuentes receptoras. Como se ha indicado, el estudio se basa en la recuperación de coagulantes a partir de lodos de potabilización a diferentes condiciones comparándolo con coagulantes comerciales para observar la eficiencia de estos en la eliminación de materia orgánica (DQO y DBO₅), sólidos (Turbiedad, SST, SSF y SSV, nutrientes (N y P) y metales (Al y Fe).

Tabla 7. Dosis óptimas para los ensayos finales

	<i>Concentración</i>	<i>Acidificación</i>	<i>Dosis</i>	<i>pH (ARD)</i>	<i>pH final</i>
PAC	1.0% Al ³⁺ (m/v)	No aplica	20 mg Al ³⁺ /L _{ARD}	7.47	7.09

Sulfato Férrico	1.0% Fe ⁺³ (m/v)	No aplica	50 mg Fe ⁺³ /L _{ARD}	7.47	6.22
Coagulante Recuperado (sobrenadante)		40 mL H ₂ SO ₄ , 3.5N/L _{lodo}	20 mL CR/L _{ARD} (equivale a 17 mg Al ⁺³ /L _{ARD})	7.47	6.79
Lodo Reactivo (mezcla)		50 mL H ₂ SO ₄ , 3.5N/L _{lodo}	20 mL CR/L _{ARD} (equivale a 23 mg Al ⁺³ /L _{ARD})	7.47	6.59
Lodo Crudo		No aplica	100 mL CR/L _{ARD}	7.47	7.20

En la tabla 8 se reportan los parámetros tenidos en cuenta para el tratamiento ARD empleando lodo crudo, coagulante recuperado y coagulante comercial.

Tabla 8. Parámetros medidos en las condiciones óptimas

<i>Parámetros</i>	<i>Concentraciones</i>						
	<i>Afluente primario</i>	<i>Sedimentación Natural</i>	<i>PACl</i>	<i>Sulfato Férrico</i>	<i>CR – H₂SO₄</i>	<i>Lodo Crudo</i>	<i>LR – H₂SO₄</i>
Turbiedad (NTU)	326	211	5.02	2.87	13.3	44.3	6.40
DQO (mg O ₂ /L)	614.3	481.8	211.8	212.5	235	257	249
DQO soluble (mg O ₂ /L)	251.8	246.8	148.6	203.5	172	212	209
DQO suspendida (mg O ₂ /L)	362.5	235.0	63.2	9	63	44.6	40
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	385	285	125	140	173	175	168
SSF (mg/L)	107	0	25	25	5	25	6
SST (mg/L)	377	154	34	25	41.5	25	26
SSV (mg/L)	270	154	<50	<50	<50	54	50
Sólidos	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1

Sedimentables (mL/L)							
P total (mg P/L)	8.72	5.36	1.01	0.22	0.95	2.05	0.59
P soluble (mg P/L)	5.3	4.9	0.38	0.1	0.14	1	0.05
P suspendido (mg P/L)	3.42	0.46	0.63	0.12	0.81	1.05	0.54
Ortofosfatos (mg PO ₄ ⁻³ /L)	20.9	10.3	2.4	0.44	2.69	4.1	1.3
Ortofosfatos (mg P/L)	6.8	3.4	0.8	0.1	0.9	1.3	0.4
NTK (mg N/L)	81.7	77.8	67.5	67.8	85.2	64	82.1
NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ /L)	< 0.2	< 0.2	< 0.2	0.83	0.46	0.33	0.26
NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ /L)	< 0.08	< 0.08	< 0.08	< 0.08	1.79	< 0.08	1.33
NT (mg N/L)	ND	ND	ND	ND	85.85	ND	82.56
Fe (mg P/L)	5.74	2.26	0.237	1.69	1.16	0.757	1.52
Al (mg P/L)	6.76	2.2	0.81	0.346	2.12	0.856	1.47

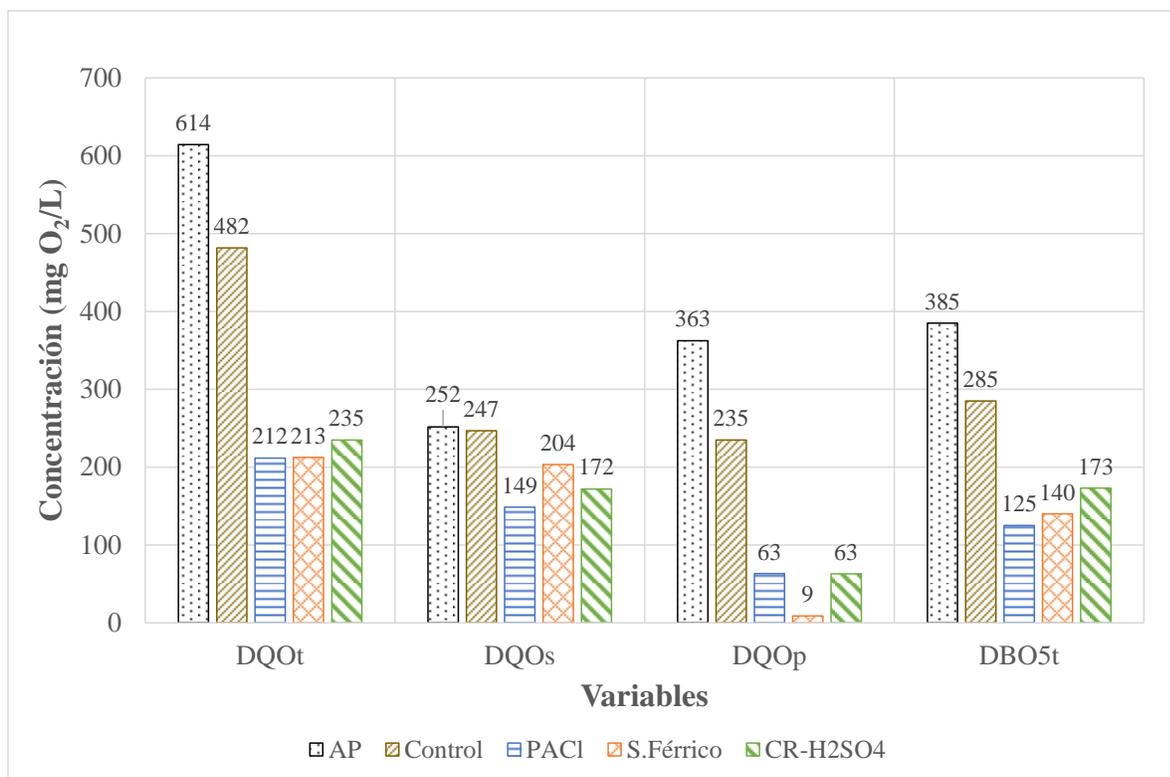
De acuerdo con los resultados mostrados en la tabla 7, se puede ver que el tratamiento de ARD tratada con las diferentes combinaciones, presentaron disminuciones en la concentración de los diferentes parámetros medidos en el estudio, como se indicó, se evaluó coagulante recuperado (CR), coagulantes comerciales y lodo crudo.

Las figuras 44 – 48 muestran cambios importantes en las principales concentraciones de los contaminantes antes y después del tratamiento de la sedimentación primaria empleando CR y coagulante comercial.

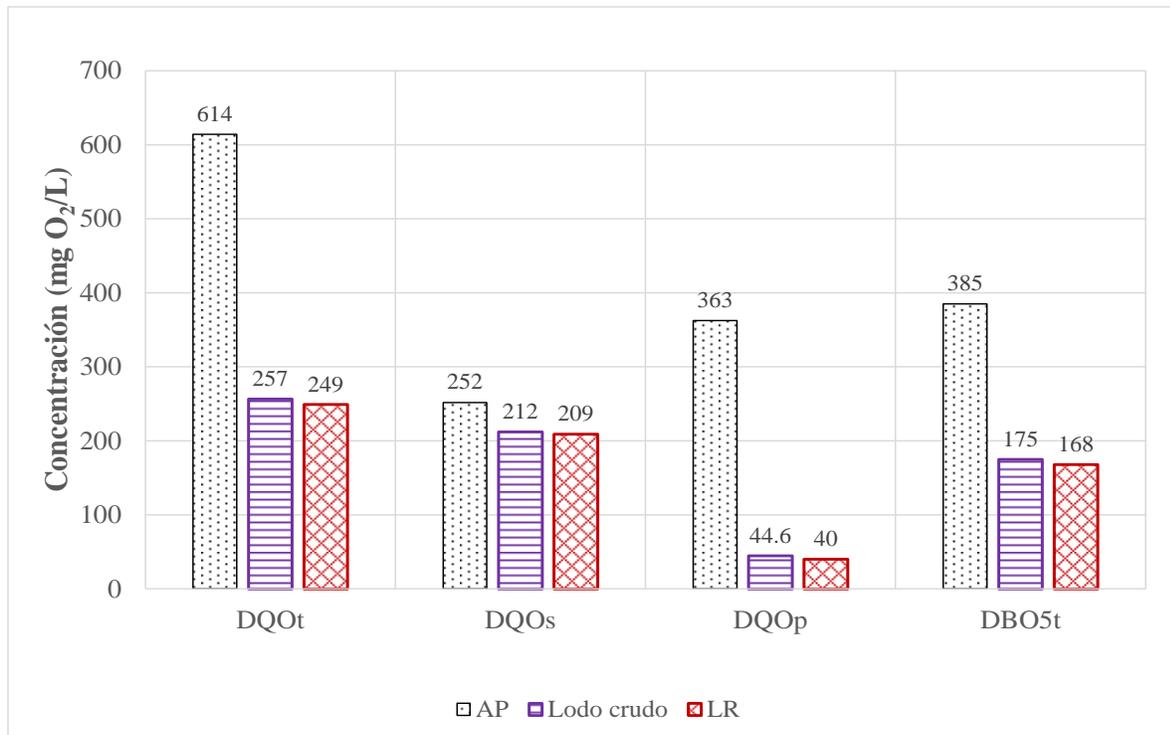
Los resultados indican que la sedimentación natural como parámetro de control, mostró remociones bajas con un 35.3% de turbiedad, 26.1% de DQO, 2% de DQO soluble, 26% de DBO₅, 4.8 % NTK, 7.5% P soluble, 38.5% PT y 35.2% DQO suspendida.

De igual forma, se presentaron remociones significativas para un 59.2% SST, 43% SSV, 50% S sedimentable, 50.7% PO₄ – P, 86.5% P suspendido, 60.6% Fe y 67.5% Al, en el efluente. Esto

muestra que a partir de la sedimentación primaria inicialmente se va eliminando cierta cantidad de sólidos, materia orgánica, nutrientes y metales. Por lo que, a partir de dicha respuesta, se empiezan a evaluar las demás combinaciones para obtener un tratamiento adecuado a las ARD y una mayor eliminación de los contaminantes. Jung *et al.*, (2016), Nair y Ahammed (2014), Ooi *et al.*, (2018) informaron en sus estudios que la dosis de ácido y la relación de lodos tuvieron un papel vital en la recuperación de aluminio de los lodos de potabilización y, por lo tanto, los consideraron como un parámetro de recuperación significativo. La dosis de coagulante actúa como factor principal en la eliminación de la turbidez del agua/aguas residuales.



a)

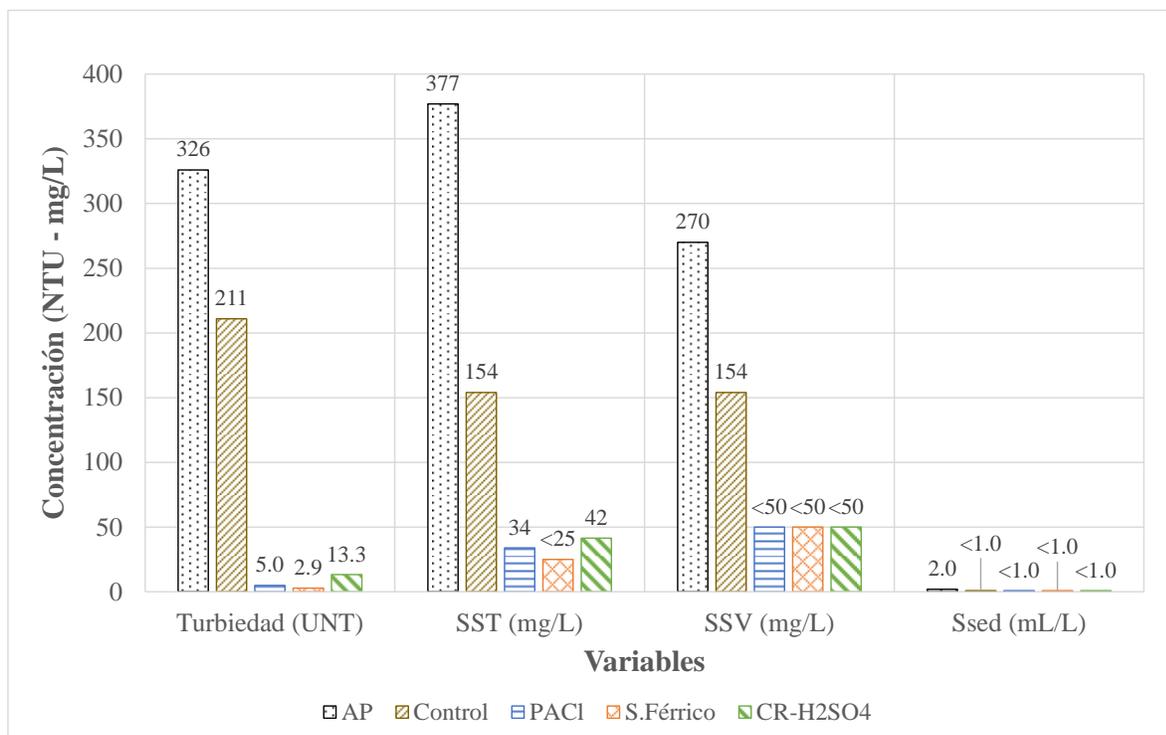


b)

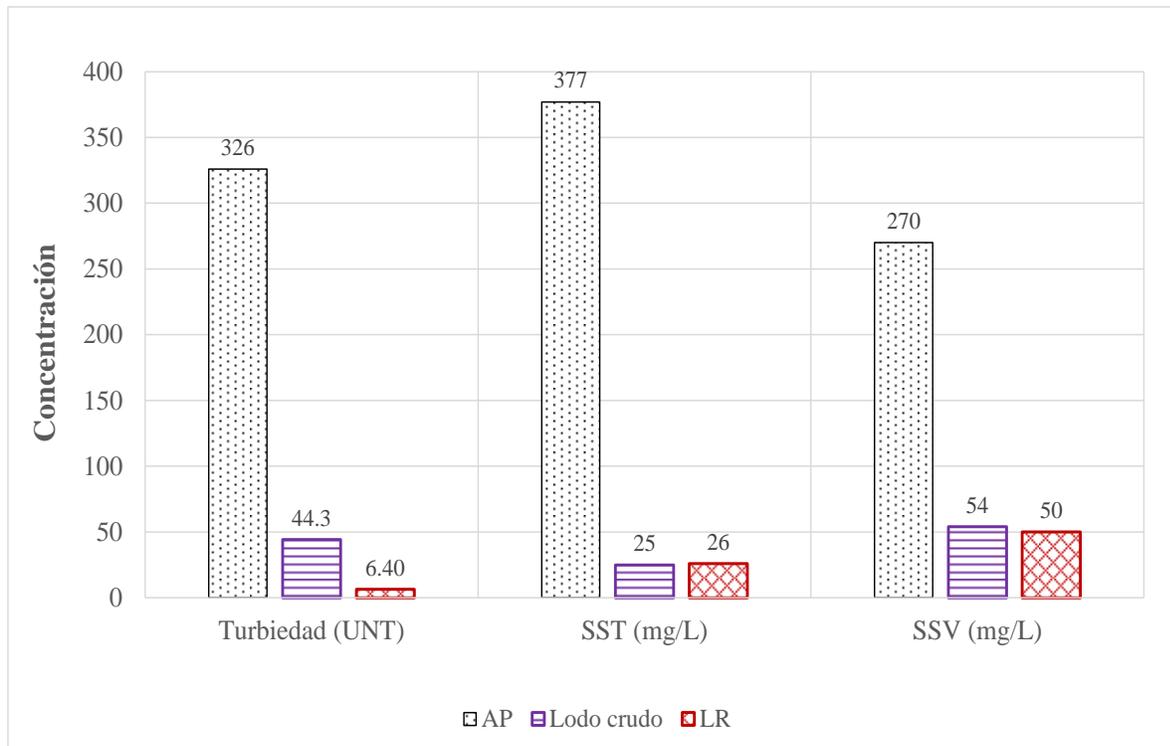
Figura 44. Remoción de Materia Orgánica

El efecto de los coagulantes en varias fracciones de DQO y DBO_{5t} del afluente primario se presenta en la Figura 44 a y b. La adición de coagulantes comerciales generó una reducción en la DQOt de 614 mg O₂/L a 212 y 213 mg O₂/L para PACl y sulfato férrico, respectivamente, lo que corresponde a un 65% de eliminación para ambos coagulantes. Con la adición de coagulante recuperado (CR), se obtuvo una DQOT de 235 mg O₂/L (62% de remoción), mientras que en el control solo se redujo a 482 mg O₂/L (22% de remoción). Con respecto a la DQOs, la concentración inicial (252 mg O₂/L) no mostró un cambio significativo con la sedimentación natural (247 mg O₂/L), mientras que las concentraciones de 149 (41% de remoción), 172 (32% de remoción) y 204 mg O₂/L (19% de remoción) con los coagulantes, correspondientes a PACl, CR y sulfato férrico, respectivamente. Según el pH del afluente primario (7.47), estas eliminaciones de DQOs durante la coagulación se pueden atribuir a la adsorción de compuestos orgánicos disueltos en las partículas de hidróxido de aluminio formadas con PACl, según lo informado por Chakraborty *et al.* (2017), y, de manera similar, esta adsorción puede ocurrir sobre el hidróxido de hierro formado con sulfato férrico. Con CR, esta adsorción podría ocurrir sobre ambos hidróxidos (Fe y Al) debido a que durante el proceso de recuperación del coagulante también se

solubilizan otros metales, dentro de los cuales destaca el hierro que también puede contribuir al proceso de coagulación (que se encontraba en una concentración de 250 mg Fe/L en el CR). En el caso de DQOp, con sedimentación (control) se obtuvo una concentración de 235 mg O₂/L (35% de remoción), mientras que con PACl y CR la concentración disminuyó a 63 mg O₂/L (83% de remoción) en ambos casos. Con sulfato férrico se alcanzó una concentración de 9 mg O₂/L (98% de remoción). La Figura 44a muestra que el efecto de los coagulantes sobre DBO_{5t} fue similar al obtenido en DQOt, logrando concentraciones finales de 140 (64% remoción) y 125 mg O₂/L (68% remoción) con los coagulantes sulfato férrico y PACl, respectivamente. y una concentración más alta (173 mg O₂/L) con CR (55% de remoción). Los resultados anteriores muestran una mejora significativa en la remoción de materia orgánica por el CR, en comparación con el control, alcanzando remociones superiores al 50% en DQOt y DBO_{5t} y superiores al 80% en DQOp, que de igual forma se da empleando lodo crudo y residual.



a)



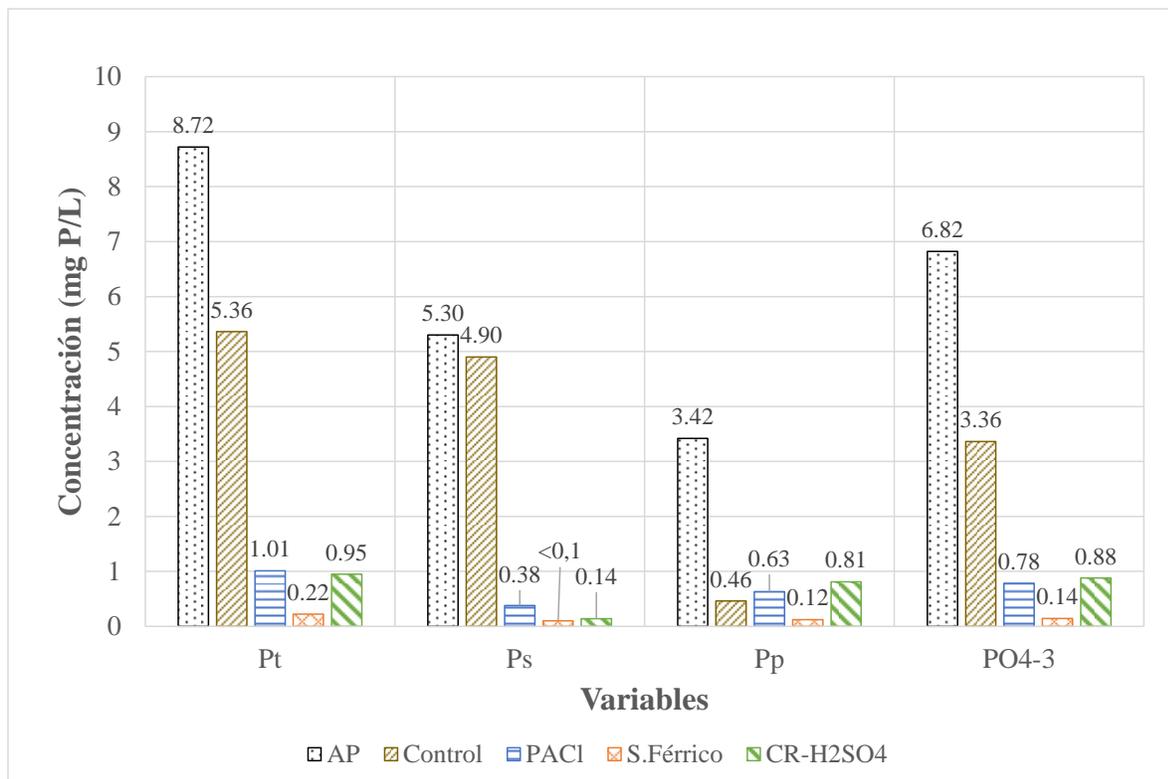
b)

Figura 45. Remoción de Sólidos

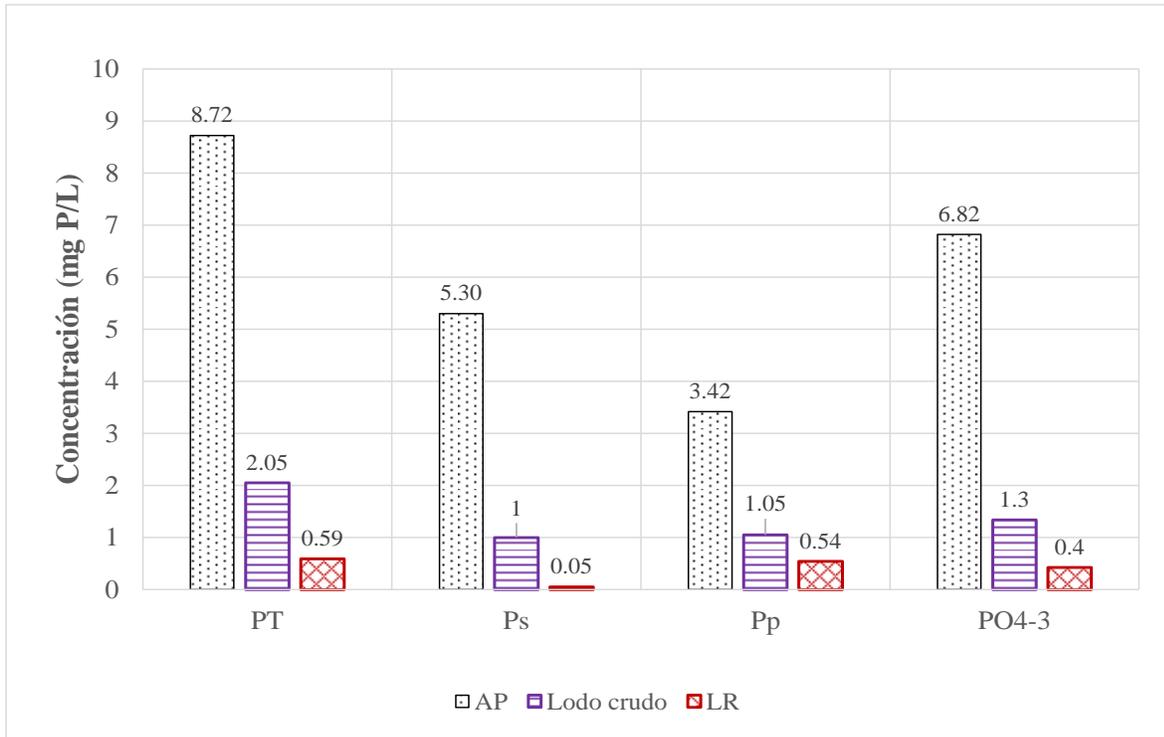
La Figura 45a y b muestra los cambios en la turbidez y las concentraciones de SST, SSV y SedS. La Figura 45a y b muestra que con la sedimentación natural (control) la turbidez disminuyó de 326 a 211 NTU (35% de remoción). Con el coagulante recuperado (CR), disminuyó a 13 NTU (eliminación del 96%) con lodo crudo (LC), disminuyó a 44 NTU (eliminación del 86%) y con lodo residual (LR), disminuyó a 6.4 NTU con una remoción del 98%, con PACl disminuyó a 5 NTU (eliminación del 98%) y con el sulfato férrico disminuyó a 3 NTU (eliminación del 99%). Los SST se redujo de 377 a 154 mg/L (eliminación del 59%) en el control. Con CR y PACl se redujo a 42 y 34 mg / L (remociones de 89% y 91%, respectivamente), y con sulfato férrico se obtuvo una concentración menor a 25 mg/L (límite de detección del método [MDL]), correspondiente a la eliminación de al menos el 93% de SST. En el caso del SSV, la concentración en el afluyente primario (270 mg/L) disminuyó a 154 mg/L en el control, y con los tres coagulantes una concentración menor que la MDL (50 mg/L) fue adquirida. Los Ssed disminuyó de 2 mL/L en el afluyente primario a concentraciones por debajo de MDL (1 mL/L) con sedimentación natural (control) y con los tres coagulantes. La alta turbidez y remoción de

sólidos obtenida con CR indica una buena capacidad de coagulación de CR, según lo informado por Chakraborty *et al.*, 2017).

Este estudio nos muestra que los coagulantes recuperados han mostrado una excelente remoción de la turbidez y los sólidos (SST, SSV, S. sedimentables) igual que los coagulantes comerciales, según Xu *et al.*, (2009) trabajaron en la recuperación de alumbre de los lodos de potabilización y su reutilización para mejorar químicamente el tratamiento primario de las aguas residuales, donde observaron que el alumbre recuperado era eficaz para eliminar los contaminantes de las aguas residuales y descubrieron que era incluso más eficaz para eliminar la turbidez de las aguas residuales en comparación con el coagulante fresco. Ahmad *et al.*, (2021) estudiaron la recuperación de coagulantes de los lodos de potabilización y reutilización del coagulante el tratamiento del agua del río Yamuna. Aplicaron metodología de superficie de respuesta (RMS) con diseño compuesto (CCD) para estudiar el efecto de la dosis de ácido, relación de lodos y dosis de coagulante recuperado con dosis óptima de ácido de 30 mL/L, la relación de lodo del 1% y dosis de coagulante recuperado de 12 mL/L para una eliminación de la turbidez, donde alcanzaron eliminaciones aproximadamente del 96.2% de turbidez. Por lo tanto, la recuperación de coagulantes de lodos de potabilización reduciría el consumo de coagulante nuevo y, por lo tanto, su costo incurrido



a)



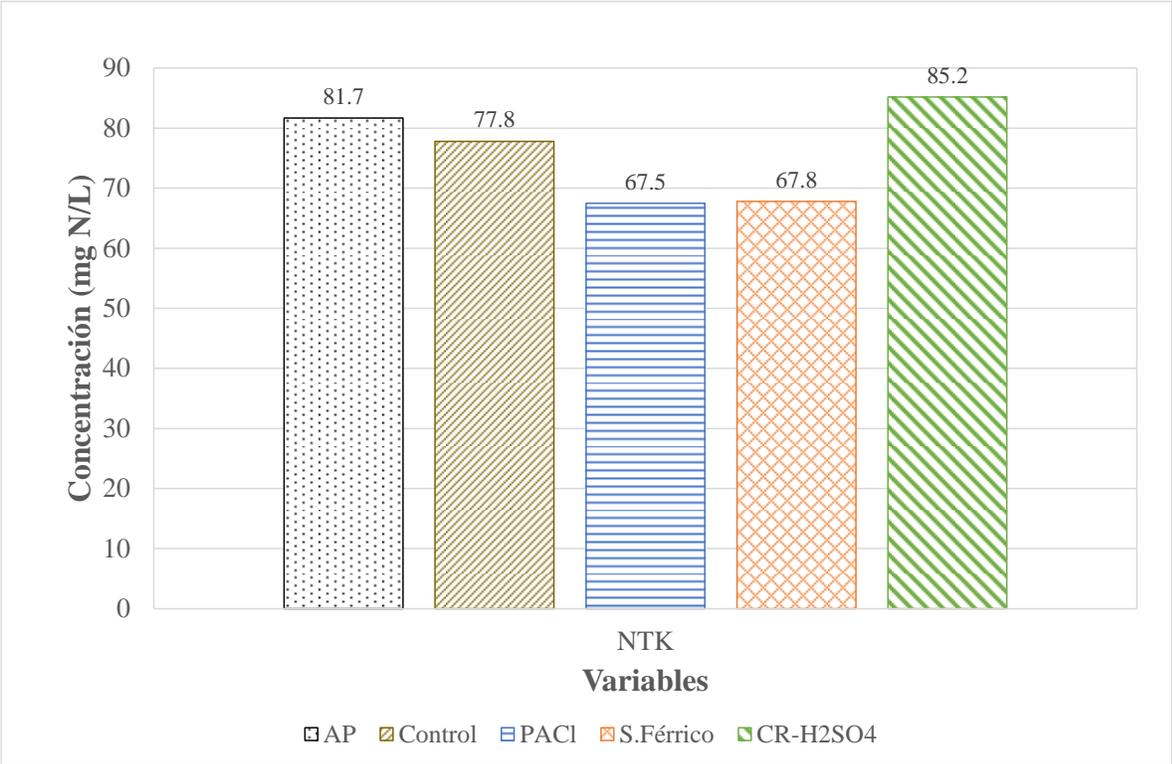
b)

Figura 46. Remoción de Compuesto de Fósforo

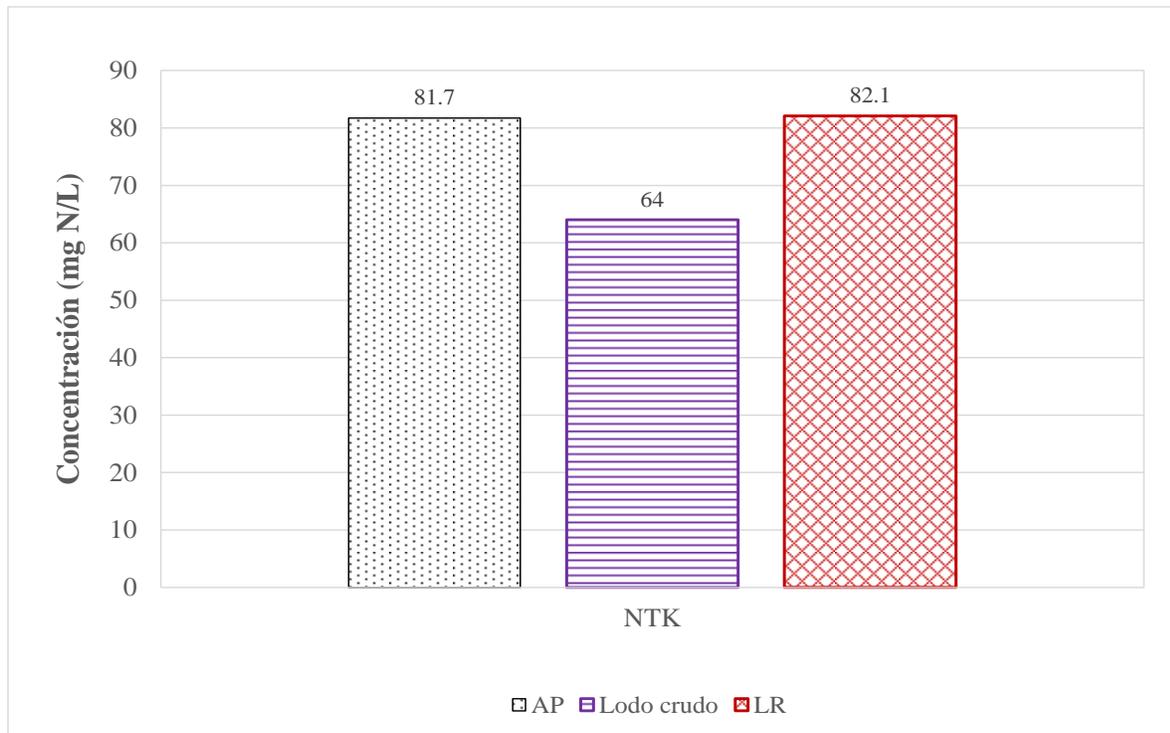
La Figura 46 a y b muestra el efecto de la adición de coagulantes sobre las diferentes fracciones de fósforo. Con CR y PACl se obtuvo una concentración de PT de alrededor de 1.0 mg P/L, correspondiente al 90% de remoción, mientras que con el sulfato férrico la concentración disminuyó a 0.22 mg P/L (97% de remoción). En el control, el PT solo se redujo a 5.36 mg P/L (eliminación del 39%). Para Ps las remociones con todos los coagulantes fueron superiores al 93%, y las concentraciones mínimas obtenidas fueron 0.1 y 0.14 mg P/L con sulfato férrico y CR, respectivamente. Además, como se esperaba, Ps presentó una alta concentración en el control (0.88 mg P/L, equivalente a 8% de remoción) ya que la sedimentación primaria de las aguas residuales no debería lograr una remoción apreciable de esta fracción.

En el caso de PO_4^{3-} , con sulfato férrico se obtuvo la concentración más baja (0.14 mg P/L), mientras que con PACl y CR las concentraciones aumentaron a 0.78 y 0.88 mg P/L, respectivamente. Este aumento de la concentración de PO_4^{3-} se debe a la disminución de su eliminación, que se ve directamente afectada por la relación molar entre la dosis de metal del coagulante y la PO_4^{3-} en el afluente primario (Metcalf & Eddy. Inc., 2015). Esta relación fue de

4,1 (Fe/P) para el sulfato férrico y 3.4 y 2.9 (Al/P) para PACl y CR, respectivamente. De igual forma se presenta similitud empleando lodo crudo y residual.



a)



b)

Figura 47. Remoción de Compuesto de Nitrógeno

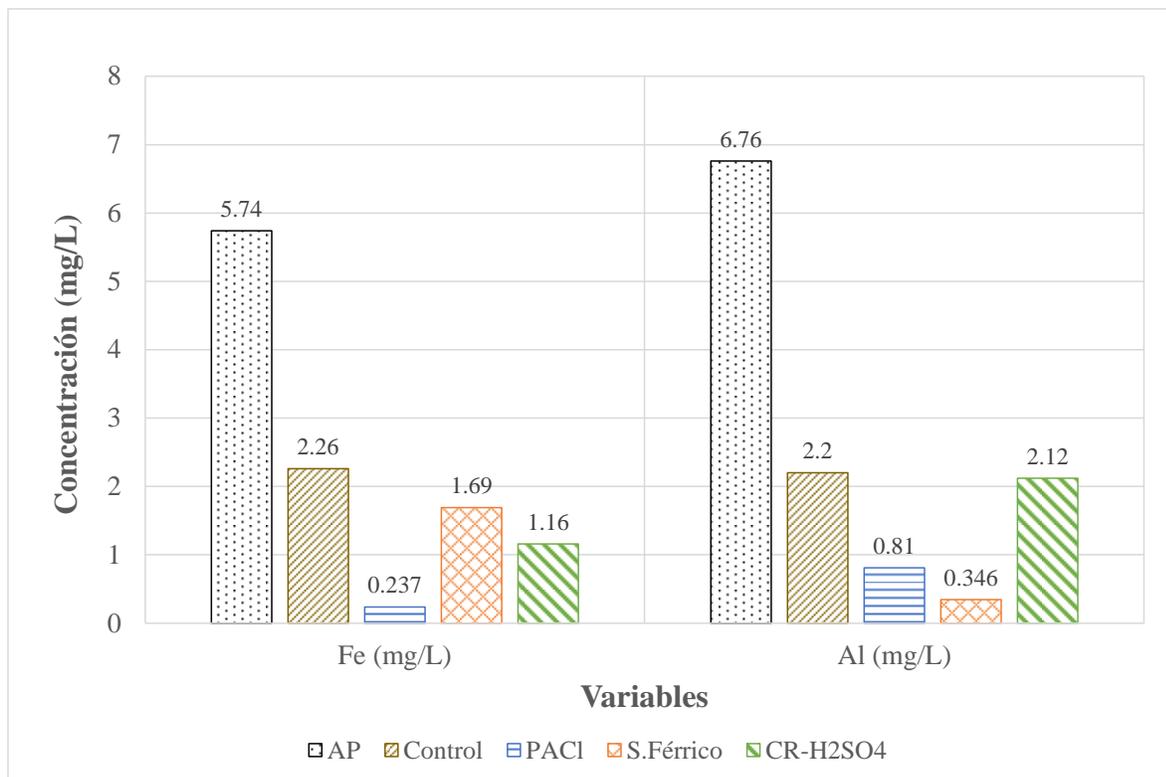
La Figura 47 a y b muestra que con CR no hubo remoción de NT, mientras que con los coagulantes comerciales la remoción de este nutriente fue baja (17% en ambos casos), alcanzando una concentración de 68 mg N/L con ambos coagulantes. Se reportó un resultado similar (20%) para la remoción de NT en aguas residuales domésticas, con una dosis de 160 mg/L del coagulante sulfato de aluminio (Rashed *et al.*, 2013). La adición de CR en el Afluyente primario genera una gran mejora en la remoción de fósforo y ortofosfatos, reduciendo los niveles de estas especies en el efluente hasta concentraciones por debajo de 1.0 mg P/L; sin embargo, no se genera ningún aumento en la remoción de nitrógeno total.

Sin embargo, como es sabido, una alta concentración de N a las fuentes receptoras conlleva a la eutrofización y que la presencia de formas de N en el agua dificulta el uso del recurso hídrico, en especial cuando se trata de sistemas de potabilización de agua, debido a los altos costos que demanda su tratamiento y al riesgo sobre la salud de la población (Saldarriaga *et al.*, 2011).

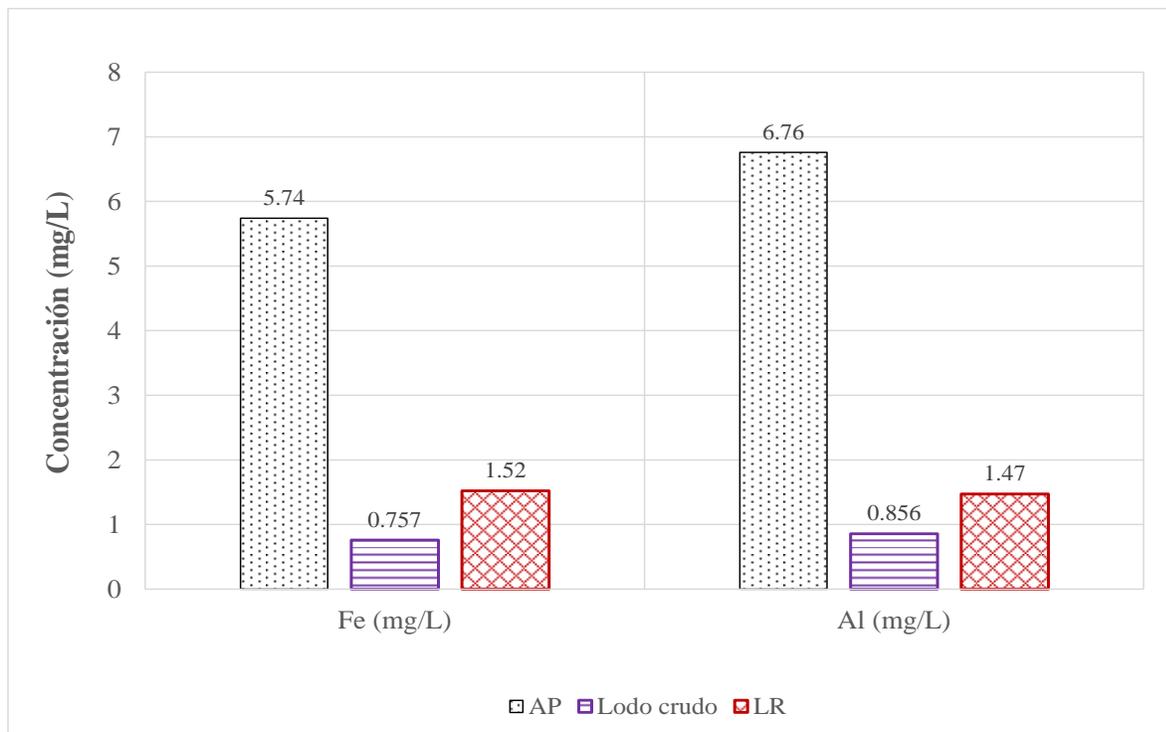
La remoción de nutrientes (P y N) de las ARD es crucial para cumplir con los criterios estándares de descarga ya que, en promedio la concentración distintiva de NT está en 35 – 100 mg/L y PT está en el rango de 18 y 29 mg/L para aguas residuales domésticas no tratadas (Rout *et al.*, 2021).

En estudios similares, Chakraborty *et al.*, (2020) donde emplearon cloruro férrico recuperado a un pH óptimo de 1.5 comparado con cloruro férrico fresco, donde las remociones con cloruro férrico fresco fueron del 90% SST, 77% PT, 70% PS, 62% DQO y 18% NT del efluente primario. Con el coagulante recuperado, hubo una disminución en las eficiencias de eliminación de SST, DQO y NT con un aumento del 10% en su concentración en el efluente primario y aumento en la concentración de fósforo debido al reciclaje del coagulante, que se precipitó como estruvita. Li *et al.*, (2021) implementaron sedimentación primaria químicamente mejorada a base de hierro en el tratamiento de aguas residuales, se eliminó hasta el 89% de PT y el 83% de NT. En comparación con los sistemas de tratamiento de las aguas residuales convencionales, la eliminación de PT y NT incrementó más del 65% y 50%, respectivamente.

Sin embargo, en nuestro estudio se observó que la eliminación de NTK fue baja, por este motivo algunas PTARD implementan un sistema de tratamiento avanzado (terciario), el cual es necesario para eliminar los constituyentes de las aguas residuales como nutrientes, orgánicos refractarios, metales pesados, etc, que no pueden eliminarse mediante un tratamiento secundario, pero el alto costo operativo y de capital asociado con la implementación de estas tecnologías impone restricciones financieras sustanciales a su uso generalizado, particularmente en países en desarrollo (Shahid *et al.*, 2020).



a)



b)

Figura 48. Remoción de metales Al y Fe

La figura 48 a y b, muestran las concentraciones de los metales de Al y Fe, presentes en el tratamiento de las ARD tratadas con CR y comercial, como se puede observar las concentraciones de Al y Fe, disminuyen con la adición de los coagulantes, presentando remociones altas. Para el caso del Al el 88% con PACl, 94.9% con $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, 68.6% CR- H_2SO_4 , 87.3% Lodo crudo y 78.3% LR- H_2SO_4 y para el Fe el 95.9% con PAC, 70.6% con $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, 79.8% con CR- H_2SO_4 , 86.8% con Lodo crudo y 73.5% con LR- H_2SO_4 .

Con base a lo anterior, se observa que los coagulantes recuperados (CR- H_2SO_4 , Lodo Crudo y LR- H_2SO_4) y comercial presentan similitud en la eficiencia de eliminación de metales, entre el 68.8% y 95%, teniendo en cuenta que la contaminación por metales pesados es uno de los problemas ambientales más importantes, ya que estos tienden acumularse en los suelos y sedimentos, así como en las aguas subterráneas o superficiales, y constituyen un riesgo potencial para los ecosistemas acuáticos, la seguridad alimentaria y la salud humana (Zhang *et al.*, 2020).

Por otra parte, la adición de productos químicos en las ARD cambia su composición y, por lo tanto, afecta el funcionamiento de PTAR. En los diferentes estudios se ha observado como los CR han demostrado tener una eficiencia en la remoción de materia orgánica, nutrientes y metales de las aguas residuales, pero también son empleados en los procesos biológicos donde han presentado una buena respuesta en la eliminación de contaminantes, según Sharma *et al.*, (2013) evaluó el potencial de reutilización de lodos de potabilización rico en hierro, como reemplazo de las sales de hierro comerciales en la digestión anaeróbica en un sedimentador primario y un proceso de lodo activado, habiendo observado un aumento en los hidróxidos de hierro (II) e hierro (III) disueltos, que produjo el aumento del pH debido a la liberación de alcalinidad. También observó una menor recirculación interna de la concentración de fosfato en el agua de rechazo y la reducción de sulfuro en el líquido digerido. Nair y Ahammed (2014) investigaron la reutilización del coagulante recuperado de lodos de PACl como coagulante para el postratamiento del reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales municipales y los resultados mostraron que se puede lograr una eficiencia de eliminación de 71% DQO, 80% de turbidez, 89% de fosfato, 77% de sólidos en suspensión y un 99.5% de eliminación de coliformes totales a 25 mg Al^{+3}/L . El PACl fresco también dio un rendimiento similar, pero a una dosis más alta de 40 mg Al^{+3}/L . Rebosura *et al.*, (2020) evaluaron el lodo de potabilización rico en hierro, empleando dos sistemas de aguas residuales urbanas a escala laboratorio, uno como sistema experimental y el otro como control, cada uno compuesto por reactores de alcantarillado, un

reactor secuencial por lotes (SBR) para el tratamiento de aguas residuales, espesadores de lodo y reactores de digestión anaeróbica. El sistema experimental recibió una dosis de lodo de potabilización en el alcantarillado a 10 mg Fe/L mientras que el control no contenía. La concentración de sulfuro en el efluente del alcantarillado experimental disminuyó en 3.5 ± 0.2 mg S/L en comparación con el control, mientras que la concentración de fosfato disminuyó en 3.6 ± 0.3 mg P/L en el SBR experimental. La concentración de sulfuro disuelto en el digester anaeróbico experimental también disminuyó en $15,9 \pm 0,9$ mg S/L después de la dosificación de lodos a los reactores de alcantarillado también mejoró la capacidad de sedimentación del lodo suspendido del licor mixto (MLSS) (el IVS disminuyó de 193.2 ± 22.2 a 108.0 ± 7.7 mL/g), y la capacidad de deshidratación del lodo digerido anaeróbicamente (la concentración de sólidos de la torta aumentó de $15.7 \pm 0.3\%$ a $19.1 \pm 1.8\%$). La introducción de lodos en el sistema experimental aumentó significativamente la DQO y concentraciones de SST en las aguas residuales y, en consecuencia, la concentración de MLSS en el SBR, sin embargo, esto no afectó el funcionamiento normal. Los resultados demostraron que los lodos residuales ricos en hierro de la producción de agua potable se pueden utilizar en el sistema de aguas residuales urbanas logrando múltiples beneficios y Scalize *et al.*, (2021) evaluaron el efecto de la adición de lodo de potabilización de alumbre sobre la actividad metanogénica en la digestión de lodos de aguas residuales domésticas primarias mediante experimentos de laboratorio en columnas de sedimentación, utilizando concentraciones SST de 0.37 a 1.23 g / L. La adición de lodos a los clarificadores primarios puede beneficiar la calidad del agua efluente en términos de color, turbidez, DQO y SST. Sin embargo, la presencia De lodos de potabilización puede influir negativamente en la producción de gas metano durante la digestión de lodos orgánicos en clarificadores primarios, para concentraciones de SST entre 14.43 y 25.23 g/L y de SSV entre 10.2 y 11.85 g/L.

El efluente tratado con el CR de los lodos de tratamiento de agua cumple con la normativa colombiana en términos de SST (<90 mg/L), Ssed (<5 mL/L) y pH (6.0–9.0). Además, con la adición de Cr, DQOt y DBO_{5t}, las concentraciones disminuyeron a 235 y 173 mg O₂/L, respectivamente. Por lo tanto, solo se requiere un tratamiento posterior que elimine al menos el 50% de DBO_{5t} y el 25% de DQOt para cumplir con los límites permisibles para estas variables (90 y 180 mg O₂/L, respectivamente). Es posible lograr esto con un proceso biológico

(tratamiento secundario) que puede lograr remociones de DBO_5 entre el 60 y el 95% (Sperling & Chernicharo, 2005). En cuanto a los nutrientes N y P, con el CR se obtuvo una concentración de PT de 0,95 mg P/L en el efluente, lo que cumple con la normativa de la Unión Europea (2 mg P/L) para vertidos de EDAR urbanas a zonas sensibles sujetas a eutrofización. El CR no eliminó NT y la concentración reportada en el efluente (86 mg N/L) fue mucho mayor que el límite permitido en la Unión Europea (15 mg N/L).

5.6 CONCLUSIONES

En el presente estudio se empleó la acidificación para la recuperación de coagulante de los lodos de potabilización empleados para el mejoramiento de la sedimentación primaria.

La implementación de CR para el tratamiento de ARD mostró excelentes resultados comparados con los coagulantes comerciales (PAC y $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), con dosis óptimas de 20 mg $\text{Al}^{+3}/\text{L}_{\text{ARD}}$ para la mezcla y sobrenadante y para lodo crudo 100 mL $\text{CR}/\text{L}_{\text{ARD}}$, con remociones del 61% para DQO y 56% DBO_5 , para los sólidos del 93%, en la remoción de fósforo y sus formas fue entre el 76 – 99%.

Para el nitrógeno se presenta una remoción muy baja del 21%, en el caso de los metales (Al y Fe), las remociones se dan entre el 68 – 79%.

La dosis óptima de coagulante comercial para la eliminación de contaminantes de las aguas residuales fue de 20 mg $\text{Al}^{+3}/\text{L}_{\text{ARD}}$ de PAC y 50 mg $\text{Fe}^{+3}/\text{L}_{\text{ARD}}$ de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. La eficiencia del PAC con respecto al $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ en términos de eliminación de materia orgánica (DQO y DBO_5) y nitrógeno fue del 65% y 17%, respectivamente, mientras que para los SST el PAC presentó el 91% y el $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ fue más eficaz para la eliminación de fósforo y sus formas en un 98%, para

los metales (Al y Fe) el PAC presentó el 88% y 95.9% y el $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 94.9% y 70.6% para la remoción de Al y Fe respectivamente.

En cuanto a los costos involucrados ($\$/\text{m}^3$ agua tratada) de los ácidos, donde se implementó H_2SO_4 para la acidificación del lodo a las diferentes concentraciones (2.5N, 3.0N y 3.5N) para la recuperación del coagulante, ya que una menor dosis se obtienen remociones de turbiedad, materia orgánica y sólidos altas (90%). Sin embargo, se hizo el mismo procedimiento con el HCl y los coagulantes comerciales pero el costo de estos es mucho mayor, donde se tuvo como referencia el parámetro de turbiedad. El costo ($\$/\text{Kg}$) para el H_2SO_4 es de 2140, HCl de 2669, PAC de 1642.2 y sulfato férrico de 1487.5, teniendo en cuenta que se trabajaron a diferentes concentraciones y se observa la variación de costos – beneficios para el tratamiento de las ARD, el costo ($\$/\text{mL}$) para el H_2SO_4 a 2.5N es de 0.2674, 3.0N es de 0.3209 y 3.5N es de 0.3744 y para el HCl a 2.5N es de 0.7591, 3.0N es de 0.9109 y 3.5N es de 1.0627, el costo ($\$/\text{mg Al o Fe}$) para el PAC es de 0.030 y el sulfato férrico de 0.018.

a partir de esto, se concluye que la implementación de CR de los lodos de potabilización en una opción viable en el tratamiento de las ARD y en la mejora de la sedimentación primaria, minimizando la problemática que tienen muchas PTAP en la disposición de sus lodos y esta es una alternativa a la problemática y se minimiza la implementación de coagulante fresco.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abdel Azim, A., Abdel Halim, H. & Helmy, E. (2013). Comparison between applying acidification method for alum recovery of different clarifier type. *Journal of Applied Sciences Research* 9 (8), 4723–4733.
- Abdel-Radouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*. Vol 19, 257-275.
- Abo-El-Enein, S.A., Shebl, A., Abo El-Dahab, S.A. (2017). Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal, *Applied Clay Science*, Volume 146, Pages 343-349, ISSN 0169-1317, <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.06.027>.
- Ahmad, T., Ahmad, K., Alam, M. (2016a). Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.07>
- Ahmad, T., Ahmad, K., Alam, M. (2016b). Characterization of water treatment Plant's sludge and its safe disposal options. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 950-955. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.088>.
- Ahmad, T., Ahmad, K., Alam, M. (2021). Simultaneous modelling of coagulant recovery and reuse by response surface methodology, *Journal of Environmental Management*, Volume 285, 112139, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112139>.

- Albrektienė, Ramunė., Karaliūnas, Karolis., Bazienė, Kristina. (2019). Sustainable Reuse of Groundwater Treatment Iron Sludge for Organic Matter Removal from River Neris Water Sustainability 2019 V 11(3) SN- 2071-1050. doi:10.3390/su11030639.
- Ali, T.U. y Kim. D.J. (2016). Phosphorus extraction and sludge dissolution by acid and alkali treatments of polyaluminum chloride (PAC) treated wastewater sludge Bioresour. Technol., 217, pp. 233-238.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 2017. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 23th edition. APHA/AWWA/WFE, Washington DC.
- Ayoub, M., & Abdelfattah, A. (2016). A parametric study of alum recovery from water treatment sludge. Water Science and Technology, 74(2), 516-523. doi:10.2166/wst.2016.241.
- Ayoub, M., Afify, H., Abdelfattah, A. (2017). Chemically enhanced primary treatment of sewage using the recovered alum from water treatment sludge in a model of hydraulic clariflocculator. Journal of Water Process Engineering, 19, 133–138.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.014>
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., (2007). Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial reuses. Crit. Rev. Environ.Sci. Technol. 37, 129–164.
- Bai, L., Wang, C., Pei, Y., Zhao, J. (2014). Reuse of drinking water treatment residuals in a continuous stirred tank reactor for phosphate removal from urban wastewater Environ. Technol. (United Kingdom), 10.1080/09593330.2014.920050.
- Bai, S., Wang, X., Huppes, G., Zhao, X., y Ren, N. (2017). “Using site-specific life cycle assessment methodology to evaluate Chinese wastewater treatment scenarios: A comparative study of site-generic and site-specific methods,” Journal of Cleaner Production, vol. 144, págs. 1-7.
- Boiocchi, R., Gernaey, K. V., & Sin, G. (2016). Control of wastewater N₂O emissions by balancing the microbial communities using a fuzzy-logic approach. IFAC-PapersOnLine, 49(7), 1157-1162.
- Burgoa Francisco, F. (2015). Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales con fotobiorreactor de microalgas.

- Caniani, D., Masi, S., Mancini, I y Trulli, E. (2013). "Innovative reuse of drinking water sludge in geo-environmental applications," *Waste management*, vol. 33, n.o 6, págs. 1461-1468.
- Chakraborty, T., Gabriel, M., Amiri, A.S., Santoro, D., Walton, J., Smith, S., Ray, M.B., Nakhla, G. (2017). Carbon and phosphorus removal from primary municipal wastewater using recovered aluminum *Environ. Sci. Technol.*, 51 (21), pp. 12302-12309.
- Chakraborty, T., Smith, S., Santoro, D., Walton, J., Ray, M.B., Nakhla, G. (2019). Chemically enhanced primary treatment using recovered iron. *Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, WEFTEC 2018*, pages 155 – 163.
- Chakraborty, T., Balusani, D., Smith, S., Santoro, D., Walton, J., Nakhla, G., Ray, M.B. (2020). Reusability of recovered iron coagulant from primary municipal sludge and its impact on chemically enhanced primary treatment, *Separation and Purification Technology*, Volume 231, 115894, ISSN 1383-5866, <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115894>.
- Chen, Y., Xiao, K., Shen, N., Zeng, R.J., Zhou, Y. (2018). Producción de hidrógeno a partir de un fermentador de lodos activados de residuos alcalinos termofílicos: efectos del tiempo de retención de sólidos (SRT) *Chemosphere*, 206, pp. 101 – 106.
- Chen, Y., Wu, Y., Wang, D., Li, H., Wang, Q., Liu, Y., Peng, L., Yang, Q., Li, X., Zeng, G. (2018). Comprender los mecanismos de cómo el cloruro de polialuminio inhibe la producción de ácidos grasos de cadena corta a partir de la fermentación anaeróbica de lodos activados residuales. *Chem. Ing. J.*, 334, pp. 1351 – 1360.
- Chen, Y. J., Wang, W. M., Wei, M. J., Chen, J. L., He, J. L. & Wu, C.C. (2011). Effects of alum sludge characteristics on the efficiency of coagulants recovery by acidification. *International Conference on Solid Waste, Moving Towards Sustainable Resource Management*, 2–6 May, Hong Kong, China.
- Chen Y.J, Wang W.M, Wei M.J, Chen J.L, He J.L, Chiang K.Y, Wu C.C (2012). Effect of Al-coagulant sludge characteristics on the efficiency of coagulant recovery by acidification. *Environ Tech* 33:2525–2530.
- Cheng WP, Fu CH, Chen PH, Yu RF (2012). Dynamics of aluminium leaching from water purification sludge. *J Hazard Mater* 217–218:149–155.
- Chu, W., 1999. Dye removal from textile dye wastewater using recycled alum sludge. *Water Res.* 35 (13), 3147–3152.

- Dassanayake, K., Jayasinghe, G., Surapaneni, A y Hetherington, C. (2015). “A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges,” *Waste Management*, vol. 38, págs. 321-335.
- Davarnejad, R.; Panahi, P. (2016). Cu (II) removal from aqueous wastewaters by adsorption on the modified Henna with Fe₃O₄ nanoparticles using response surface methodology. *Sep. Purif. Technol.* 158, 286–292.
- Davis, M.L. (2010). *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*. New York: Mc Graw-Hill. ISBN 9780071713849.
- De Almeida Lima, D y Zulanas, C. (2016). “Use of contaminated sludge in concrete,” *Procedia Engineering*, vol. 145, págs. 1201-1208.
- De Oliveira Andrade, J.J., Wenzel, M.C., Da Rocha, G.H y da Silva, S.R., (2018). “Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 192, págs. 159-168.
- Fouad, M. M., Razek, T. & Elgendy, A. S. (2017a). Utilization of drinking water treatment slurry to produce aluminum sulfate coagulant. *Water Environ. Res.* 89 (2), 186–191.
- Fouad, M. M., El-Gendy, A. S. & Razek, T. M. (2017b). Evaluation of leached metals in recovered aluminum coagulants from water treatment slurry. *Water Sci. Technol.* 75 (4), 998–1006.
- Fragoso, R.A., Duarte, E.A., (2012). Reuse of drinking water treatment sludge for olive oil mill wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 66 (4), 887–894.
- Fu, F.; Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *J. Environ. Manag.* 92, 407–418.
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio (biological removal of organic matter, nitrogen and phosphorus in a system type anaerobic-anoxic-aerobic). *Revista EIA*, 5(10), 45-53.
- Harleman, D.R., Murcott, S. (1999). The role of physical-chemical wastewater treatment in the mega-cities of the developing world *Water Sci. Technol.*, 40, pp. 75-80.
- Henderson, J.L., Raucher, R., Weicksel, S., Oxenford, J y Mangravite, F. (2009). “Supply of Critical Drinking Water and Wastewater Treatment Chemicals—A White Paper for

- Understanding Recent Chemical Price Increases and Shortages,” Water Research Foundation, Denver, CO.
- Hernández-Reyes, B, Rodríguez Palacio, M, Lozano Ramírez, C y Castilla Hernández, P. (2012). “Remoción de nutrientes por tres cultivos de microalgas libres e inmovilizados,” *Revista Latinoamericana Biotecnología Ambiental Algal*, págs. 80-94.
- Hernández-Padilla, F., Margni, M., Noyola, A., Guereca-Hernandez, L., & Bulle, C. (2017). Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing life cycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2140-2153.
- Huang S, Chen J-L, Chiang K-Y, Wu C-C (2010). Effects of acidification on dewaterability and aluminum concentration of alum sludge. *Sep Sci Tech* 45:1165–1169.
- Hwang, C.-L., Chiang, C.-H., Huynh, T.-P., Vo, D.-H., Jhang, B.-J., Ngo, S.-H., (2017). Properties of alkali-activated controlled low-strength material produced with wastewater treatment sludge, fly ash, and slag. *Constr. Build. Mater.* 135, 459–471.
- Ishikawa, S., Ueda, N., Okumura, Y., Lida, Y., y Baba, K., (2007). Recovery of coagulant from water supply plant sludge and its effect on clarification. *J Mater Cycles Waste Manag* 9:167–172.
- Ishii, S. K., & Boyer, T. H. (2015). Life cycle comparison of centralized wastewater treatment and urine source separation with struvite precipitation: focus on urine nutrient management. *Water research*, 79, 88-103.
- IDEAM (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Bogotá, D. C., 496 páginas.
- Illana Gregori, M. (2014). *Estudio de la adsorción de fosfatos en aguas de depuradora mediante intercambiadores iónicos*. Escola Tècnica Superior d’Enginyeria Industrial de Barcelona.
- Ippolito, J.A., Barbarick, K.A., Elliott, H.A., (2011). Drinking water treatment residuals: a review of recent uses. *J. Environ. Qual.* 40 (1), 12.
- Jiménez, B., Martínez, M., Vaca, M. (2007). Alum recovery and wastewater sludge stabilization with sulfuric acid. *Water Sci. Technol.* 56 (8), 133e141.
- Johnson, C.P, Li, X. y Logan, B.E (1996). Settling Velocities of Fractal Aggregates. *Reinar. Sci. Technol.*, 30, 1911.

- Jung, K.W., Hwang, M.J., Park, D.S y Ahn, K.H., (2016). “Comprehensive reuse of drinking water treatment residuals in coagulation and adsorption processes,” *Journal of environmental management*, vol. 181, págs. 425-434.
- Kasprzyk, Magda., Czerwionka, Krzysztof., Gajewska, Magdalena. (2021). Waste materials assessment for phosphorus adsorption toward sustainable application in circular economy, *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 168, 105335, ISSN 0921-3449, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105335>.
- Keeley, J., Jarvis, P. & Judd, S. J. (2012). An economic assessment of coagulant recovery from water treatment residuals.
- Keeley, J., Smith, A. D., Judd, S. J., Jarvis, P. (2014a). Reuse of recovered coagulants in water treatment: an investigation on the effect coagulant purity has on treatment performance. *Sep. Purif. Technol.* 131, 69–78.
- Keeley, J., Jarvis, P. & Judd, S. J. (2014b). Coagulant recovery from water treatment residuals: a review of applicable technologies. *Crit. Rev. Env. Sci. Tech.* 44, 2675–2719, DOI: 10.1080 / 10643389.2013.829766.
- Keeley, J., Smith, A. D., Judd, S. J. & Jarvis, P. (2016). Acidified and ultrafiltered recovered coagulants from water treatment works sludge for removal of phosphorus from wastewater. *Water Res.* 88, 380–388.
- Keeley, J., Jarvis, P., Smith, A.D y Judd, S.J., (2016). “Coagulant recovery and reuse for drinking water treatment,” *Water research*, vol. 88, págs. 502-509.
- King, P.H., Chen, B.H.H., Weeks, R.K. (1975). Recovery and re-use of coagulants from treatment of water and wastewater. *Va. Water Resour. Res. Cent. Bull.* 77.
- Kizinievic, O., Zurauskiene, R., Kizinievic, V., Zurauskas, R., (2013). Utilisation of sludge waste from water treatment for ceramic products. *Constr. Build. Mater.* 41, 464–473.
- Lai, Y.-C.; Chang, Y.-R.; Chen, M.-L.; Lo, Y.-K.; Lai, J.-Y.; Lee, D.-J. Poly(vinyl alcohol) and alginate cross-linked matrix with immobilized Prussian blue and ion exchange resin for cesium removal from waters. *Bioresour. Technol.* 2016, 214, 192–198.
- Li, R-h., Guo, X., Li, B., Lin, L., Li, P., Wen, L., Liang, J., Li, X-y. (2021). Iron-enhanced primary sedimentation and acidogenic sludge fermentation to achieve self-sufficient organic carbon supply for enhanced nutrient removal in wastewater treatment, *Resources*,

Conservation and Recycling, Volume 164, 105220, ISSN 0921-3449, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105220>.

Lin Lin, Ruo-hong Li, Yun Li, Juan Xu, Xiao-yan Li., (2017). Recovery of organic carbon and phosphorus from wastewater by Fe-enhanced primary sedimentation and sludge fermentation, *Process Biochemistry*, Volume 54, Pages 135-139, ISSN 1359-5113, <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2016.12.016>.

Lin, L, Li, R., Yang, Z., Li, X. (2017a). Effect of coagulant on acidogenic fermentation of sludge from enhanced primary sedimentation for resource recovery: Comparison between FeCl₃ and PACl *Chem. Eng. J.*, 325 pp. 681-689.

Lin, L., Li, R.H., Li, X.Y., (2018). Recovery of organic resources from sewage sludge of Al-enhanced primary sedimentation by alkali pretreatment and acidogenic fermentation *J. Clean. Prod.*, 172, pp. 3334-3341.

Lin, L y Li, X.Y., (2018). “Effects of pH adjustment on the hydrolysis of Al-enhanced primary sedimentation sludge for volatile fatty acid production,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 346, págs. 50-56.

Loaiza, B., Yuli A. y Osorio M., Adriana L. (2009). *Gestión del agua en el sector de la ganadería bovina en la cuenca río la vieja departamentos de Quindío y Risaralda*. Universidad tecnológica de Pereira. Facultad de Ciencias Ambientales. Administración del Medio Ambiente Pereira.

Masides, J., Soley, J., Mata-Alvarez, J., 1988. A feasibility study of alum recovery in wastewater treatment plants. *Water Res.* 22 (4), 399e405.

Mazari, L., Abdessemed, D., Szymczyk, A., Trari, M. (2018). Assessment of coagulation-ultrafiltration performance for the treatment of primary wastewater using alum sludge. *Water and Environment Journal*, 32(4), 621-629. doi:10.1111/wej.12359.

Makris, K.C., O'Connor, G.A., (2007). Beneficial utilization of drinking-water treatment residuals as contaminant-mitigating agents. In: Sarkar, D., Datta, R., Hannigan, R. (Eds.), *Developments in Environmental Science, Concepts and Applications in Environmental Geochemistry*, vol. 5. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 607–636.

Meng, Z., Zhou, Z., Zheng, D., Liu, L., Dong, J., Yang, Y., Li, X y Zhang, T., (2018). “Optimizing dewaterability of drinking water treatment sludge by ultrasound treatment:

- Correlation to sludge physicochemical properties,” *Ultrasonics sonochemistry*, vol. 45, págs. 95-105.
- Metcalf & Eddy *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* McGraw-Hill, New York (2009).
- Metcalf & Eddy. (2015). *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Segunda edición. México: McGraw Hill. 1997. 2v.
- Muisa, N., Hoko, Z., Chifamba, P., (2011). Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water quality and fish, Harare, Zimbabwe. *Phys. Chem. Earth* 36, 853–864.
- Murugesan, K., Selvam, A y Wong, J.W., (2014). “Flocculation and dewaterability of chemically enhanced primary treatment sludge by bioaugmentation with filamentous fungi,” *Bioresource technology*, vol. 168, págs. 198-203.
- Morera, S., Corominas, L., Poch, M., Aldaya, M. M., & Comas, J. (2016). Water footprint assessment in wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4741-4748.
- Mymrin, V., Alekseev, K., Fortini, O.M., Catai, R.E., Nagalli, A., Rissardi, J.L., Molinetti, A., Pedroso, D.E., Izzo, R.L.S., (2017). Water cleaning sludge as principal component of composites to enhance mechanical properties of ecologically clean red ceramics. *J. Clean. Prod.* 145, 367–373.
- Nair, A.T, Ahammed, M.M., (2017). Influencia de las características del lodo en la recuperación de coagulantes de lodos de tratamiento de agua: un estudio preliminar. *J Mater Cycles Waste Manag* 19, 1228–1234.
- Nair, A.T., Ahammed, M.M., (2015). Water treatment sludge for phosphate removal from the effluent of UASB reactor treating municipal wastewater, *Process Safety and Environmental Protection*, Volume 94, Pages 105-112, ISSN 0957-5820, <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.01.004>.
- Nair, A.T. and Ahammed, M.M. (2014). Coagulant recovery from water treatment plant sludge and reuse in post-treatment of UASB reactor effluent treating municipal wastewater. *Journal of Environmental Science Pollution Research*, 21(17), 10407–10418.
- Nair, A.T., Ahammed, M.M. (2015). The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 96, 272-281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.037>

- Neupane, D.R., Riffat, R., Murthy, S.N., Peric, M.R., Wilson, T.E. (2008). Influence of source characteristics, chemicals, and flocculation on chemically enhanced primary treatment. *Water Environ. Res.*, 80, pp. 331-338.
- Olea M., Rosa C. (2013). Evaluación de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Coatepec, Veracruz. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería Ambiental.
- Panswad, T y Chamnan, P., (1992). “Aluminum recovery from industrial aluminum sludge.” *Water Supply*, vol. 10, n.o 4, págs. 159-166.
- Parsons, S.A., Daniels, S.J. (1999). The use of recovered coagulants in wastewater treatment. *Environ. Technol.* 20 (9), 979e986.
- Petruzzelli, D., Volpe, A., Limoni, N., Passino, R. (2000). Coagulants removal and recovery from water clarifier sludge. *Water Res.* 2000, 34, 2177–2182.
- Piaskowski, K., (2013). Orthophosphate removal from aqueous solutions using drinkingwater treatment sludge. *Water Sci. Technol.* 68 (8), 1757–1762.
- Potiya, T., Banjerdkij, P., & Pimpha, N. (2014). Methylene Blue Removal from Aqueous Solution by Adsorption on Nitric Acid Modified Water Treatment Sludge. *Advanced Materials Research*, 931–932, 251–255. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amr.931-932.251>
- Prakash, P y SenGupta, A.K., (2003). “Selective coagulant recovery fromwater treatment plant residuals using Donnan membrane process,” *Environmental science & technology*, vol. 37, n.o 19, págs. 4468-4474.
- Rashed, I.G.A., Afify, H.A., Ahmed, A.E., Ayoub, M.A.E., (2013). Optimization of chemical precipitation to improve the primary treatment of wastewater. *Desalination Water Treat.* 51 (37–39), 7048–7056. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.792147>.
- Ramadan, H., El Sayed, A. and Afify, H. (2017). Post treatment of wastewater using recovered alum from water treatment sludge. *The 20th International Water Technology Conference*, 18–20 May 2017, Hurghada, Egypt.
- Razali, M., Zhao, Y.Q., Bruen, M., (2007). Effectiveness of a drinking-water treatment sludge in removing different phosphorus species from aqueous solution. *Sep. Purif. Technol.* 55, 300–306.
- Rebosura, M., Salehin, S., Pikaar, I., Kulandaivelu, J., Jiang, G., Keller, J., Sharma, K., Yuan, Z. (2020). Effects of in-sewer dosing of iron-rich drinking water sludge on wastewater

- collection and treatment systems, *Water Research*, Volume 171, 115396, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115396>.
- Rodríguez, N.H., Ramírez, S.M., Varela, M.T.B., Guillem, M., Puig, J., Larrotcha, E., Flores, J., (2010). Re-use of drinking water treatment plant (DWTP) sludge: characterization and technological behaviour of cement mortars with atomized sludge additions. *Cem. Concr. Res.* 40, 778–786.
- Rout, P.R., Shahid, M.K., Dash, R.R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T., Surampalli, R.Y. (2021). Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies, *Journal of Environmental Management*, Volume 296, 113246, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246>.
- Saldarriaga, J. C., Hoyos-Ayala, D. A., & Correa, M. A. (2011). Evaluación de procesos biológicos unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización. *Revista EIA*.
- Sales, A., Souza, F.R., Almeida, F.C.R., (2011). Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. *Constr. Build. Mater.* 25, 2793–2798.
- Sanz Valencia, M., & Barat Baviera, R. (2014). Phosphorus removal study for the arazuri-pamplona wwtp. Máster de ingeniería ambiental especialidad de dirección de EDAR. Universidad politécnica de valencia.
- Scalize, P., Albuquerque, A., Di Bernardo. L. (2021). "Impact of Alum Water Treatment Residues on the Methanogenic Activity in the Digestion of Primary Domestic Wastewater Sludge" *Sustainability* 13, no. 16: 8783. <https://doi.org/10.3390/su13168783>.
- Shahid, M.K., Kashif, A., Rout, P.R., Aslam, M., Fuwad, A., Choi, Y., Park, J.H., Kumar. G. (2020). A brief review of anaerobic membrane bioreactors emphasizing recent advancements, fouling issues and future perspectives *J. Environ. Manag.*, 270, p. 110909.
- Sharma, A.K., Thornberg, D., Andersen, H.R. (2013). Application of waterworks sludge in wastewater treatment plants. *International Journal of Environmental Science and Technology.* 10, 1157–1166.
- Siswoyo, E., Mihara, Y., Tanaka, S., (2014). Determination of key components and adsorption capacity of a low cost adsorbent based on sludge of drinking water treatment plant to adsorb cadmium ion in water. *Appl. Clay Sci.* 97-98, 146–152.

- Siswoyo, E., Qoniah, I., Lestari, P., Fajri, J.A., Sani, R.A., Sari, D.G., Boving, T. (2019). Development of a floating adsorbent for cadmium derived from modified drinking water treatment plant sludge, *Environmental Technology & Innovation*, Volume 14, 100312, ISSN 2352-1864, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.01.006>.
- Sperling, M.V., Chernicharo, C.A. de L., 2005. *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*, , first ed.vol. I. IWA Publishing, London.
- Sthapak, A.K., Killedar, D.J., Bhole, A.G. (2008). Applicability of liquid ion exchange to alum recovery from waste stabilization pond sludge. *J. Environ. Sci. Eng.* 2008, 50, 227–234.
- Teh, C.Y., Budiman, P.M., Shak. K.P.Y., y Wu, T.Y. (2016). Recent advancement of coagulation–flocculation and its application in wastewater treatment, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, vol. 55, n.o 16, págs. 4363-4389.
- Vega Rodríguez, J. A. (2010). Análisis del ciclo de vida de sistemas de tratamiento de aguas residuales: influencia de los materiales utilizados.
- Wang, H., Li, F., Keller, A.A., y Xu, R (2009). Chemically enhanced primary treatment (CEPT) for removal of carbon and nutrients from municipal wastewater treatment plants: a case study of Shanghai Water Sci. Technol., 60 (7), pp. 1803-1809.
- Wang, Q., Zhang, W., Yang, Z., Xu, Q., Yang, P y Wang, D., (2018). “Enhancement of anaerobic digestion sludge dewatering performance using in-situ crystallization in combination with cationic organic polymers flocculation,” *Water research*, vol. 146, págs. 19-29.
- Wolowiec, M., Bajda, T. (2017). Current stage of knowledge relating to the use of ferruginous sludge from water treatment plants—A preliminary review of the literature. *Mineralogia* 48, 9–45.
- Xu, G.R, Yan, Z.C, Wang, Y.C, Wang, N (2009). Recycle of alum recovered from water treatment sludge in chemically enhanced primary treatment. *J Hazard Mater* 161:663–669.
- Xu, G.R., Yan, Z.C., Wang. N., Li, G.B., (2009). Ferric coagulant recovered from coagulation sludge and its recycle in chemically enhanced primary treatment. *Water Sci Technol* 60:211–219.
- Yang, L., Wei, J., Zhang, Y., Wang, J y Wang, D., (2014). “Reuse of acid coagulant-recovered drinking waterworks sludge residual to remove phosphorus from wastewater,” *Applied surface science*, vol. 305, págs. 337-346.

- Zamora, R.M.R., Ayala, F.E., Garcia, L.C., Moreno, A.D., Schouwenaars, R., (2008). Optimization of the preparation conditions of ceramic products using drinking water treatment sludges. *J. Environ. Sci. and Heal A* 43, 1562–1568.
- Zhang, X., Wang, T., Xu, Z, Zhang, L., Dai, Y., Tang, X., Tao, R., Li, R., Yang, Y., Tai, Y. (2020). Effect of heavy metals in mixed domestic- industrial wastewater on performance of recirculating standing hybrid constructed wetlands (RSHCWs) and their removal, *Chemical Engineering Journal*, Volume 379, 122363, ISSN 1385-8947, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122363>.

7. ANEXOS

Anexo 1. Lodo Crudo

Aplicación	pH	Dosis (mL/500mL)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH (U de pH)
Lodo Crudo	Natural: 7.0	0	183	20.43	0.00	7.17
Lodo Crudo – septiembre 7/2020	Natural: 7.47	0	207.0	36.50	0.0	7.48
Lodo Crudo	Natural: 7.0	5	155	32.61	15.30	6.99
	Natural: 7.1	10	143	37.83	21.86	6.95
	Natural: 7.2	20	123.5	46.30	32.51	6.96
	Natural: 7.3	30	108	53.04	40.98	6.97
	Natural: 7.4	40	95.0	58.70	48.09	6.96
Lodo Crudo – septiembre 7/2020	Natural: 7.47	50	86.2	73.60	58.40	7.52
	Natural: 7.48	60	77.4	76.30	62.60	7.53
	Natural: 7.49	70	72.1	77.90	65.20	7.55
	Natural: 7.50	80	62.3	80.90	69.90	7.52
	Natural: 7.51	100	50.2	84.60	75.70	7.51
Lodo Crudo	10	0	170	26.09	0.00	10.18
		5	153	33.49	9.71	10.11
		10	140	39.13	17.65	10.03

	20	133	42.17	22.06	9.96
	30	126	45.22	26.18	9.89
	40	125	45.65	26.76	9.82
9	0	181	21.30	0.00	8.72
	5	164	28.70	9.12	8.78
	10	151	34.35	16.30	8.65
	20	137	40.43	24.03	8.52
	30	124	46.09	31.22	8.40
	40	115	50.00	36.46	8.48
8	0	174	24.35	0.00	8.24
	5	159	30.88	8.62	7.68
	10	144	37.39	16.95	7.58
	20	127	44.78	27.01	7.52
	30	106	53.91	39.37	7.49
	40	94.5	58.91	45.66	7.46
6	0	170	26.09	0.00	6.30
	5	153	33.48	10.00	6.29
	10	141	38.70	17.06	6.24
	20	119	48.26	29.71	6.23
	30	97.1	57.78	42.88	6.27
	40	86.4	62.43	49.21	6.23

Anexo 2. Lodo Crudo H₂SO₄

Aplicación	Normalidad (N)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H+/L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	Índice costos
Mezcla	2.5	30	0	196.0	44.16	0	7.85	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	186.0	47.01	5	7.50	0.38	\$ 40	150	0.13
	2.5	30	10	165.0	52.99	16	7.27	0.75	\$ 80	300	0.20
	2.5	30	20	82.9	76.38	58	6.86	1.50	\$ 160	600	0.35
	2.5	30	30	6.6	98.11	97	6.47	2.25	\$ 241	900	0.40
	2.5	30	40	4.1	98.83	98	6.28	3.00	\$ 321	1200	0.31
	2.5	40	0	189.0	46.15	0	7.74	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	180.0	48.72	5	7.37	0.50	\$ 53	200	0.09
	2.5	40	10	148.0	57.83	22	7.07	1.00	\$ 107	400	0.20
	2.5	40	20	9.6	97.27	95	6.60	2.00	\$ 214	800	0.44
	2.5	40	30	4.4	98.75	98	6.27	3.00	\$ 321	1200	0.30
	2.5	40	40	3.9	98.89	98	5.71	4.00	\$ 428	1600	0.23
	2.5	50	0	185.0	47.29	0	7.82	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	170.0	51.57	8	7.26	0.63	\$ 67	250	0.12
	2.5	50	10	162.0	53.85	12	6.95	1.25	\$ 134	500	0.09
	2.5	50	20	4.8	98.62	97	6.50	2.50	\$ 267	1000	0.36
	2.5	50	30	3.40	99.03	98	6.01	3.75	\$ 401	1500	0.24
	2.5	50	40	3.44	99.02	98	5.52	5.00	\$ 535	2000	0.18
Mezcla	3.0	30	0	176	49.86	0	7.74	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	172	51.00	2	7.34	0.45	\$ 48	150	0.05
	3.0	30	10	137	60.97	22	7.02	0.90	\$ 96	300	0.23
	3.0	30	20	16.5	95.30	91	6.68	1.80	\$ 193	600	0.47

	3.0	30	30	3.34	99.05	98	6.28	2.70	\$ 289	900	0.34
	3.0	30	40	3.94	98.88	98	6.04	3.60	\$ 385	1200	0.25
	3.0	40	0	163	53.56	0	7.45	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	158	54.99	3	7.10	0.60	\$ 64	200	0.05
	3.0	40	10	94	73.36	43	6.86	1.20	\$ 128	400	0.33
	3.0	40	20	3.84	98.91	98	6.41	2.40	\$ 257	800	0.38
	3.0	40	30	3.47	99.01	98	5.87	3.60	\$ 385	1200	0.25
	3.0	40	40	4.07	98.84	98	5.07	4.80	\$ 514	1600	0.19
	3.0	50	0	158	54.99	0	7.64	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	115	67.24	27	7.15	0.75	\$ 80	250	0.34
	3.0	50	10	42.2	87.98	73	6.86	1.50	\$ 160	500	0.46
	3.0	50	20	2.76	99.21	98	6.30	3.00	\$ 321	1000	0.31
	3.0	50	30	4.71	98.66	97	5.67	4.50	\$ 481	1500	0.20
	3.0	50	40	2.29	98.49	97	4.66	6.00	\$ 642	2000	0.15
Mezcla	3.5	30	0	154	56.13	0	7.66	0.00	\$ 0	0	
	3.5	30	5	129	63.25	16	7.31	0.53	\$ 56	150	0.29
	3.5	30	10	70.5	79.91	54	7.00	1.05	\$ 112	300	0.48
	3.5	30	20	4.51	98.72	97	6.64	2.10	\$ 225	600	0.43
	3.5	30	30	3.65	98.96	98	6.27	3.15	\$ 337	900	0.29
	3.5	30	40	3.80	98.92	98	5.70	4.20	\$ 449	1200	0.22
	3.5	40	0	164	53.28	0	7.47	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	126	64.10	23	7.05	0.70	\$ 75	200	0.31
	3.5	40	10	35.9	89.77	78	6.75	1.40	\$ 150	400	0.52
	3.5	40	20	3.38	99.04	98	6.29	2.80	\$ 300	800	0.33
	3.5	40	30	5.40	98.46	97	5.66	4.20	\$ 449	1200	0.22
	3.5	40	40	5.45	98.45	97	4.67	5.60	\$ 599	1600	0.16

3.5	50	0	153	56.41	0	7.58	0.00	\$ 0	0	
3.5	50	5	114	67.52	25	7.03	0.88	\$ 94	250	0.27
3.5	50	10	23.2	93.39	85	6.70	1.75	\$ 187	500	0.45
3.5	50	20	3.36	99.04	97.8	6.07	3.50	\$ 374	1000	0.26
3.5	50	30	6.0	98.28	96	5.02	5.25	\$ 562	1500	0.17
3.5	50	40	4.48	98.72	97	4.37	7.00	\$ 749	2000	0.13

Anexo 3. Lodo Seco H₂SO₄

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	Índice costos
Mezcla	2.5	30	0	273	53.25	0	8.16	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	273	53.25	0	7.92	0.38	\$ 40	150	0.00
	2.5	30	10	282	51.71	-3	7.63	0.75	\$ 80	300	-0.41
	2.5	30	20	262	55.14	4	7.30	1.50	\$ 160	600	0.025
	2.5	30	30	220	62.33	19	7.01	2.25	\$ 241	900	0.081
	2.5	30	40	175	70.03	36	6.84	3.00	\$ 321	1200	0.112
	2.5	40	0	289	50.51	0	8.16	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	289	50.51	0	7.83	0.50	\$ 53	200	0.00
	2.5	40	10	296	49.32	-2	7.55	1.00	\$ 107	400	-0.023
	2.5	40	20	250	57.19	13	7.12	2.00	\$ 214	800	0.063
	2.5	40	30	151	74.14	48	6.86	3.00	\$ 321	1200	0.149
	2.5	40	40	90.3	84.54	69	6.68	4.00	\$ 428	1600	0.161
	2.5	50	0	258	55.82	0	8.09	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	255	56.34	1	7.72	0.63	\$ 67	250	0.017
	2.5	50	10	235	59.76	9	7.38	1.25	\$ 134	500	0.0167

	2.5	50	20	165	71.75	36	6.96	2.250	\$ 267	1000	0.135	
	2.5	50	30	67.3	88.48	74	6.71	3.75	\$ 401	1500	0.184	
	2.5	50	40	21.2	96.37	90	6.49	5.00	\$ 535	2000	0.172	
Mezcla	3.0	30	0	262	55.14	0	8.03	0.00	\$ 0	0		
	3.0	30	5	259	55.65	1	7.69	0.45	\$ 48	150	0.024	
	3.0	30	10	243	58.39	7	7.43	0.90	\$ 96	300	0.075	
	3.0	30	20	187	67.98	29	7.06	1.80	\$ 193	600	0.149	
	3.0	30	30	120	79.45	54	6.87	2.70	\$ 289	900	0.188	
	3.0	30	40	57.8	90.10	78	6.69	3.60	\$ 385	1200	0.202	
	3.0	40	0	256	56.16	0	7.98	0.00	\$ 0	0		
	3.0	40	5	249	57.36	3	7.58	0.60	\$ 64	200	0.043	
	3.0	40	10	226	61.30	12	7.27	1.20	\$ 128	400	0.091	
	3.0	40	20	154	73.63	40	6.92	2.40	\$ 257	800	0.155	
	3.0	40	30	66.6	88.60	74	6.66	3.60	\$ 385	1200	0.192	
	3.0	40	40	26.3	95.50	90	6.45	4.80	\$ 514	1600	0.175	
	3.0	50	0	255	56.34	0	8.00	0.00	\$ 0	0		
	3.0	50	5	241	58.73	5	7.52	0.75	\$ 80	250	0.068	
	3.0	50	10	209	64.21	18	7.19	1.50	\$ 160	500	0.112	
	3.0	50	20	122	79.11	52	6.80	3.00	\$ 321	1000	0.163	
	3.0	50	30	30.2	94.83	88	6.52	4.50	\$ 481	1500	0.183	
	3.0	50	40	9.49	98.38	96	6.27	6.00	\$ 642	2000	0.150	
		3.5	30	0	262	55.14	0	7.98	0.00	\$ 0	0	
		3.5	30	5	246	57.88	6	7.61	0.53	\$ 56	150	0.109
		3.5	30	10	217	62.84	17	7.35	1.05	\$ 112	300	0.153
	3.5	30	20	160	72.60	39	6.95	2.10	\$ 225	600	0.173	
	3.5	30	30	91.7	84.30	65	6.74	3.15	\$ 337	900	0.193	

Mezcla	3.5	30	40	33.2	94.32	87	6.57	4.20	\$ 449	1200	0.194
	3.5	40	0	223	61.82	0	7.8	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	193	66.95	13	7.39	2.70	\$ 75	200	0.180
	3.5	40	10	179	69.35	20	7.11	1.40	\$ 150	400	0.132
	3.5	40	20	105	82.02	53	6.78	2.80	\$ 300	800	0.177
	3.5	40	30	30.8	94.73	86	6.50	4.20	\$ 449	1200	0.192
	3.5	40	40	8.49	98.55	96	6.27	5.60	\$ 599	1600	
	3.5	50	0	229	60.79	0	7.79	0.00	\$ 0	0	
	3.5	50	5	201	65.58	12	7.30	0.88	\$ 94	250	0.131
	3.5	50	10	182	68.84	21	7.01	1.75	\$ 187	500	0.110
	3.5	50	20	80.8	86.16	65	6.63	3.50	\$ 374	1000	0.173
	3.5	50	30	17.6	96.99	92	6.28	5.25	\$ 562	1500	0.164
	3.5	50	40	5.49	99.06	98	5.96	7.00	\$ 749	2000	0.130

Anexo 4. Lodo crudo HCl

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	índice costos
Mezcla	2.5	30	0	219	56.29	0	7.7	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	195	61.08	11	7.55	0.38	\$ 114	150	0.096
	2.5	30	10	176	64.87	20	7.40	0.75	\$ 228	300	0.086
	2.5	30	20	144	71.26	34	7.22	1.50	\$ 455	600	0.075
	2.5	30	30	112	77.60	48.9	7.22	2.25	\$ 683	900	0.072
	2.5	30	40	89.00	82.24	59	7.07	3.00	\$ 911	1200	0.065
	2.5	40	0	199	60.28	0	7.63	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	168	66.47	16	7.42	0.50	\$ 152	200	0.103
	2.5	40	10	154	69.26	23	7.00	1.00	\$ 304	400	0.074
	2.5	40	20	120	76.05	40	7.09	2.00	\$ 607	800	0.065
	2.5	40	30	88.90	82.26	55	6.92	3.00	\$ 911	1200	0.061
	2.5	40	40	51.00	89.82	74	6.80	4.00	\$ 1215	1600	0.061
	2.5	50	0	211	57.88	0	7.68	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	180	64.07	15	7.47	0.63	\$ 190	250	0.077
	2.5	50	10	161	67.86	24	7.30	1.25	\$ 380	500	0.062
	2.5	50	20	120	76.05	43	7.05	2.50	\$ 759	1000	0.057
	2.5	50	30	74.3	85.17	65	6.86	3.75	\$ 1139	1500	0.057
	2.5	50	40	20.3	95.95	90	6.77	5.00	\$ 1518	2000	0.060
0Mezcla	3.0	30	0	205	59.08	0	7.73	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	179	64.27	13	7.51	0.50	\$ 137	150	0.093
	3.0	30	10	156	68.66	24	7.37	0.90	\$ 273	300	0.087
	3.0	30	20	127	74.65	38	7.23	1.80	\$ 547	600	0.070

	3.0	30	30	81	83.80	60.5	7.05	2.70	\$ 820	900	0.074
	3.0	30	40	51.70	89.68	75	6.91	3.60	\$ 1093	1200	0.068
	3.0	40	0	207	56.68	0	7.80	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	186	62.87	10	7.56	0.60	\$ 182	200	0.056
	3.0	40	10	165	67.07	20	7.40	1.20	\$ 364	400	0.056
	3.0	40	20	131	73.85	37	7.21	2.40	\$ 729	800	0.050
	3.0	40	30	67.90	86.45	67	7.04	3.60	\$ 1093	1200	0.061
	3.0	40	40	21.70	95.67	90	6.85	4.80	\$ 1457	1600	0.061
	3.0	50	0	203	59.48	0	7.81	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	181	63.87	11	7.60	0.075	\$ 228	250	0.048
	3.0	50	10	162	67.66	20	7.45	1.50	\$ 455	500	0.044
	3.0	50	20	127	74.65	27	7.23	3.00	\$ 911	1000	0.041
	3.0	50	30	52.30	89.56	74	6.97	4.50	\$ 1366	1500	0.054
	3.0	50	40	23.00	95.41	89	6.86	6.00	\$ 1822	2000	0.049
Mezcla	3.5	30	0	246	50.90	0	7.67	0.00	\$ 0	0	
	3.5	30	5	230	54.09	7	7.47	0.53	\$ 159	150	0.041
	3.5	30	10	213	57.49	13	7.24	1.05	\$ 319	300	0.042
	3.5	30	20	164	67.27	33	6.96	2.10	\$ 638	600	0.052
	3.5	30	30	57.9	88.40	76.5	6.75	3.15	\$ 956	900	0.080
	3.5	30	40	11.60	97.68	95	6.57	4.20	\$ 1275	1200	0.075
	3.5	40	0	246	50.90	0	7.92	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	227	54.69	8	7.51	0.70	\$ 213	200	0.036
	3.5	40	10	200	60.08	19	7.31	1.40	\$ 425	400	0.044
	3.5	40	20	105	79.04	57	6.91	2.80	\$ 850	800	0.067
	3.5	40	30	18.4	96.33	93	6.68	4.20	\$ 1275	1200	0.073
	3.5	40	40	567	98.87	98	6.47	5.60	\$ 1700	1600	0.057

3.5	50	0	236	52.89	0	7.70	0.00	\$ 0	0	
3.5	50	5	190	62.08	19	7.54	0.88	\$ 266	250	0.073
3.5	50	10	177	64.67	25	7.00	1.75	\$ 531	500	0.047
3.5	50	20	59.3	88.16	75	6.68	3.50	\$ 1063	1000	0.070
3.5	50	30	11	97.80	95	4.43	5.25	\$ 1594	1500	0.060
3.5	50	40	4.38	99.13	98	6.16	7.00	\$ 2125	2000	0.046

Anexo 5. Lodo seco HCl

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	índice costos
Mezcla	2.5	30	0	302	44.79	0.00	7.85	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	294	46.25	2.6	7.47	0.38	\$ 114	150	0.023
	2.5	30	10	310	43.33	-2.6	7.27	0.75	\$ 228	300	-0.012
	2.5	30	20	302	44.79	0.0	6.95	1.50	\$ 455	600	0.000
	2.5	30	30	273	50.09	9.6	6.76	2.25	\$ 683	900	0.014
	2.5	30	40	211	61.43	30.1	6.58	3.00	\$ 911	1200	0.033
	2.5	40	0	290	46.98	0.00	7.72	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	281	48.63	3.1	7.31	0.50	\$ 152	200	0.020
	2.5	40	10	292	46.62	-0.7	7.07	1.00	\$ 304	400	-0.002
	2.5	40	20	247	54.84	14.8	6.75	2.00	\$ 607	800	0.024
	2.5	40	30	174	68.19	40.0	6.53	3.00	\$ 911	1200	0.044
	2.5	40	40	87.90	83.93	69.7	6.30	4.00	\$ 1215	1600	0.057
	2.5	50	0	278	49.18	0.0	7.64	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	297	45.70	-6.8	7.21	0.63	\$ 190	250	-0.036
	2.5	50	10	297	45.70	-6.8	6.95	1.25	\$ 380	500	-0.018

	2.5	50	20	234	57.22	15.8	6.61	2.50	\$ 759	1000	0.021
	2.5	50	30	115	78.98	58.6	6.34	3.75	\$ 1139	1500	0.051
	2.5	50	40	20.50	96.25	92.6	6.02	5.00	\$ 1518	2000	0.061
	3.0	30	0	273	50.09	0.0	7.66	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	285	47.90	-4.4	7.31	0.45	\$ 137	150	-0.032
	3.0	30	10	284	47.08	-4.0	7.1	0.90	\$ 273	300	-0.015
	3.0	30	20	256	53.20	6.2	6.8	1.80	\$ 547	600	0.011
	3.0	30	30	207	62.16	24.2	6.57	2.70	\$ 820	900	0.029
	3.0	30	40	135	75.32	50.5	6.38	3.60	\$ 1093	1200	0.046
Mezcla	3.0	40	0	280	48.81	0.0	7.63	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	294	46.25	-5.0	7.23	0.60	\$ 182	200	0.027
	3.0	40	10	276	49.54	1.4	7.00	1.20	\$ 364	400	0.004
	3.0	40	20	195	64.35	30.4	6.62	2.40	\$ 729	800	0.042
	3.0	40	30	71	87.02	74.6	6.35	3.60	\$ 1093	1200	0.068
	3.0	40	40	14.90	97.28	94.7	6.11	4.80	\$ 1457	1600	0.065
	3.0	50	0	280	48.81	0.0	7.67	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	282	48.55	-0.7	7.14	0.75	\$ 228	250	-0.003
	3.0	50	10	264	51.74	5.7	6.84	1.50	\$ 455	500	0.013
	3.0	50	20	181	66.91	35.4	6.47	3.00	\$ 911	1000	0.039
	3.0	50	30	30.70	94.39	89.0	6.10	4.50	\$ 1366	1500	0.065
	3.0	50	40	5.46	99.00	98.1	5.67	6.00	\$ 1822	2000	0.054
	3.5	30	0	245	55.21	0.0	7.46	0.00	\$ 0	0	
	3.5	30	5	236	56.86	3.7	7.12	0.53	\$ 159	150	0.023
	3.5	30	10	227	58.50	7.3	6.92	1.05	\$ 319	300	0.023
	3.5	30	20	184	66.36	24.9	6.63	2.10	\$ 638	600	0.039
	3.5	30	30	118	78.43	51.8	6.36	3.15	\$ 956	900	0.054

Mezcla	3.5	30	40	40.60	92.52	83.4	6.13	4.20	\$ 1275	1200	0.065
	3.5	40	0	239	56.31	0.0	7.54	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	243	55.58	-1.7	7.17	0.70	\$ 213	200	-0.008
	3.5	40	10	231	57.77	3.3	6.9	1.40	\$ 425	400	0.008
	3.5	40	20	157	71.30	34.3	6.58	2.80	\$ 850	800	0.040
	3.5	40	30	32.3	94.10	86.5	6.21	4.20	\$ 1275	1200	0.068
	3.5	40	40	5.06	99.07	97.9	5.76	5.60	\$ 1700	1600	0.058
	3.5	50	0	240	56.12	0.0	7.55	0.00	\$ 0	0	
	3.5	50	5	238	56.49	0.8	7.04	0.88	\$ 266	250	0.003
	3.5	50	10	215	60.69	10.4	6.79	1.75	\$ 531	500	0.020
	3.5	50	20	117	78.61	51.3	6.39	3.50	\$ 1063	1000	0.048
	3.5	50	30	623	98.86	97.4	5.89	5.25	\$ 1594	1500	0.061
	3.5	50	40	5.86	98.93	97.6	5.04	7.00	\$ 2125	2000	0.046

Anexo 6. Sobrenadante H₂SO₄

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	índice costos
Sobrenadante	2.5	30	0	148	57.83	0	7.47	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	143	59.26	3	7.30	0.38	\$ 40	150	0.08
	2.5	30	10	129	63.25	13	7.21	0.75	\$ 80	300	0.16
	2.5	30	20	29.9	91.48	80	6.79	1.50	\$ 160	600	0.50
	2.5	30	30	3.7	98.94	97	6.56	2.25	\$ 241	900	0.40
	2.5	30	40	3.8	98.91	97	6.38	3.00	\$ 321	1200	0.30

	2.5	40	0	143	59.26	0	7.62	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	126	64.10	12	7.30	0.50	\$ 53	200	0.22
	2.5	40	10	70	80.06	51	7.07	1.00	\$ 107	400	0.48
	2.5	40	20	3.9	98.89	97	6.71	2.00	\$ 214	800	0.45
	2.5	40	30	4.0	98.86	97	6.38	3.00	\$ 321	1200	0.30
	2.5	40	40	5.1	98.55	96	5.99	4.00	\$ 428	1600	0.23
	2.5	50	0	130	62.96	0	7.64	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	113	67.81	13	7.24	0.63	\$ 67	250	0.20
	2.5	50	10	47.1	86.58	64	7.00	1.25	\$ 134	500	0.48
	2.5	50	20	3.3	99.07	97	6.61	2.50	\$ 267	1000	0.36
	2.5	50	30	4.2	98.82	97	6.08	3.75	\$ 401	1500	0.24
	2.5	50	40	5.6	98.40	96	5.71	5.00	\$ 535	2000	0.18
Sobrenadante	3.0	30	0	153	56.41	0	7.44	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	125	64.39	18	7.14	0.45	\$ 48	150	0.38
	3.0	30	10	68.9	80.37	55	6.94	0.90	\$ 96	300	0.57
	3.0	30	20	4.55	98.70	97	6.60	1.80	\$ 193	600	0.50
	3.0	30	30	4.94	98.59	97	6.32	2.70	\$ 289	900	0.34
	3.0	30	40	5.59	98.41	96	5.86	3.60	\$ 385	1200	0.25
	3.0	40	0	155	55.84	0	7.06	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	118	66.38	24	6.83	0.60	\$ 64	200	0.37
	3.0	40	10	43	87.64	72	6.62	1.20	\$ 128	400	0.56
	3.0	40	20	3.55	98.99	98	6.23	2.40	\$ 257	800	0.38
	3.0	40	30	5.08	98.55	97	5.82	3.60	\$ 385	1200	0.25
	3.0	40	40	6.62	98.11	96	4.89	4.80	\$ 514	1600	0.19
	3.0	50	0	158	54.99	0	7.27	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	117	66.67	26	6.89	0.75	\$ 80	250	0.32

	3.0	50	10	33.8	90.37	79	6.68	1.50	\$ 160	500	0.49
	3.0	50	20	3.25	99.07	98	6.16	3.00	\$ 321	1000	0.31
	3.0	50	30	6.59	98.12	96	5.37	4.50	\$ 481	1500	0.20
	3.0	50	40	7.04	97.99	96	4.58	6.00	\$ 642	2000	0.15
Sobrenadante	3.5	30	0	149	57.55	0	7.55	0.00	\$ 0	0	
	3.5	30	5	122	65.24	18	7.27	0.53	\$ 56	150	0.32
	3.5	30	10	67.3	80.83	55	7.11	1.05	\$ 112	300	0.59
	3.5	30	20	3.19	99.09	98	6.66	2.10	\$ 225	600	0.33
	3.5	30	30	4.11	98.83	97	6.32	3.15	\$ 337	900	0.21
	3.5	30	40	4.90	98.60	97	5.93	4.20	\$ 449	1200	0.16
	3.5	40	0	151	56.98	0	7.63	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	110	68.66	27	7.24	0.70	\$ 75	200	0.36
	3.5	40	10	16.9	95.20	88.8	7.01	1.40	\$ 150	400	0.59
	3.5	40	20	3.36	99.04	97.8	6.50	2.80	\$ 300	800	0.33
	3.5	40	30	5.99	98.29	96	5.74	4.20	\$ 449	1200	0.21
	3.5	40	40	8.12	97.69	95	5.13	5.60	\$ 599	1600	0.16
	3.5	50	0	148	57.83	0	7.47	0.00	\$ 0	0	
	3.5	50	5	109	68.95	26	7.09	0.88	\$ 94	250	0.28
	3.5	50	10	15.7	95.53	89	6.77	1.75	\$ 187	500	0.48
	3.5	50	20	4.52	98.71	97	6.20	3.50	\$ 374	1000	0.26
	3.5	50	30	8.32	97.63	94	5.03	5.25	\$ 562	1500	0.17
	3.5	50	40	7.59	97.84	95	4.50	7.00	\$ 749	2000	0.13

Anexo 7. Lodo seco sobrenadante H₂SO₄

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	índice costos
Sobrenadante	2.5	30	0	234	59.93	0	7.84	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	195	66.61	17	7.64	0.38	\$ 40	150	0.415
	2.5	30	10	182	68.84	22	7.48	0.75	\$ 80	300	0.277
	2.5	30	20	141	75.86	40	7.19	1.50	\$ 160	600	0.248
	2.5	30	30	96.5	83.48	59	7.00	2.25	\$ 241	900	0.244
	2.5	30	40	52.9	90.94	77	6.87	3.00	\$ 321	1200	0.241
	2.5	40	0	236	59.59	0	7.84	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	193	66.95	18	7.56	0.50	\$ 53	200	0.341
	2.5	40	10	173	70.38	27	7.37	1.00	\$ 107	400	0.250
	2.5	40	20	118	79.79	50	7.06	2.00	\$ 214	800	0.234
	2.5	40	30	53.6	90.82	77	6.83	3.00	\$ 321	1200	0.241
	2.5	40	40	21.3	96.35	91	6.61	4.00	\$ 428	1600	0.213
	2.5	50	0	229	60.79	0	7.78	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	188	67.81	18	7.49	0.63	\$ 67	250	0.268
	2.5	50	10	155	73.46	32	7.20	1.25	\$ 134	500	0.242
	2.5	50	20	96.2	83.53	58	6.89	2.50	\$ 267	1000	0.217
	2.5	50	30	30.6	94.76	87	6.61	3.75	\$ 401	1500	0.216
	2.5	50	40	9.12	98.44	96	6.38	5.00	\$ 535	2000	0.180
Sobrenadante	3.0	30	0	229	60.79	0	7.76	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	187	67.98	18	7.49	0.45	\$ 48	150	0.381
	3.0	30	10	164	71.92	28	7.30	0.90	\$ 96	300	0.295

	3.0	30	20	111	80.99	52	6.99	1.80	\$ 193	600	0.268
	3.0	30	30	62.9	89.23	73	6.77	2.70	\$ 289	900	0.251
	3.0	30	40	28.9	95.05	87	6.66	3.60	\$ 385	1200	0.227
	3.0	40	0	229	60.79	0	7.74	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	187	67.98	18	7.39	0.60	\$ 64	200	0.286
	3.0	40	10	165	71.75	28	7.16	1.20	\$ 128	400	0.218
	3.0	40	20	101	82.71	56	6.90	2.40	\$ 257	800	0.218
	3.0	40	30	36.6	93.73	84	6.64	3.60	\$ 385	1200	0.218
	3.0	40	40	13.4	97.71	94	6.45	4.80	\$ 514	1600	0.183
	3.0	50	0	234	59.93	0	7.76	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	165	71.75	29	7.41	0.75	\$ 80	250	0.368
	3.0	50	10	138	76.37	41	7.14	1.50	\$ 160	500	0.256
	3.0	50	20	71.2	87.81	70	6.79	3.00	\$ 321	1000	0.217
	3.0	50	30	26.2	95.51	89	6.55	4.50	\$ 481	1500	0.184
	3.0	50	40	13.6	97.67	94	6.26	6.00	\$ 642	2000	0.147
Sobrenadante	3.5	30	0	220	62.33	0	7.69	0.00	\$ 0	0	
	3.5	30	5	154	73.63	30	7.41	0.53	\$ 56	150	0.534
	3.5	30	10	126	78.42	43	7.19	1.05	\$ 112	300	0.380
	3.5	30	20	77.5	86.73	65	6.92	2.10	\$ 225	600	0.288
	3.5	30	30	34.4	94.11	84	6.71	3.15	\$ 337	900	0.250
	3.5	30	40	14.2	97.57	94	6.52	4.20	\$ 449	1200	0.208
	3.5	40	0	226	61.30	0	7.71	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	157	73.12	31	7.31	0.70	\$ 75	200	0.408
	3.5	40	10	126	78.42	44	7.03	1.40	\$ 150	400	0.295
	3.5	40	20	73.4	87.43	68	6.77	2.80	\$ 300	800	0.225
	3.5	40	30	21.3	96.35	91	6.51	4.20	\$ 449	1200	0.202

	3.5	40	40	8.39	98.56	96	6.27	5.60	\$ 599	1600	0.161
	3.5	50	0	230	60.62	0	7.73	0.00	\$ 0	0	
	3.5	50	5	162	72.26	30	7.29	0.88	\$ 94	250	0.316
	3.5	50	10	118	79.79	49	6.96	1.75	\$ 187	500	0.260
	3.5	50	20	55.9	90.43	76	6.67	3.50	\$ 374	1000	0.202
	3.5	50	30	10.1	98.27	96	6.31	5.25	\$ 562	1500	0.170
	3.5	50	40	5.43	99.07	98	6.00	7.00	\$ 749	2000	0.130

Anexo 8. Sobrenadante HCl

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	Índice costos
Sobrenadante	2.5	30	0	196	60.88	0	7.66	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	178	64.47	9	7.56	0.38	\$ 114	150	0.081
	2.5	30	10	166	66.87	15	7.47	0.75	\$ 228	300	0.067
	2.5	30	20	137	72.65	30	7.32	1.50	\$ 455	600	0.066
	2.5	30	30	104	79.20	46.9	7.20	2.25	\$ 683	900	0.069
	2.5	30	40	78	84.43	60	7.12	3.00	\$ 911	1200	0.066
	2.5	40	0	202	59.68	0	7.64	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	183	63.47	9	7.50	0.50	\$ 152	200	0.062
	2.5	40	10	171	65.87	15	7.39	1.00	\$ 304	400	0.051
	2.5	40	20	136	72.85	33	7.25	2.00	\$ 607	800	0.054
2.5	40	30	88.5	82.34	56	7.10	3.00	\$ 911	1200	0.062	

	2.5	40	40	52.70	89.48	74	7.00	4.00	\$ 1215	1600	0.061
	2.5	50	0	197	60.68	0	7.60	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	181	63.87	8	7.41	0.63	\$ 190	250	0.043
	2.5	50	10	159	68.26	19	7.27	1.25	\$ 380	500	0.051
	2.5	50	20	120	76.05	39	7.13	2.50	\$ 759	1000	0.051
	2.5	50	30	52	89.62	74	6.97	3.75	\$ 1139	1500	0.065
	2.5	50	40	14	97.21	93	6.84	5.00	\$ 1518	2000	0.061
	3.0	30	0	197	60.68	0	7.65	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	184	63.27	7	7.54	0.50	\$ 137	150	0.048
	3.0	30	10	169	66.27	14	7.45	0.90	\$ 273	300	0.052
	3.0	30	20	138	72.46	30	7.29	1.80	\$ 547	600	0.055
	3.0	30	30	102	79.60	48.2	7.13	2.70	\$ 820	900	0.059
	3.0	30	40	59.40	88.14	70	7.01	3.60	\$ 1093	1200	0.064
Sobrenadante	3.0	40	0	193	61.48	0	7.45	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	167	66.67	13	7.32	0.60	\$ 182	200	0.074
	3.0	40	10	147	70.66	24	7.21	1.20	\$ 364	400	0.065
	3.0	40	20	101	79.84	48	7.03	2.40	\$ 729	800	0.065
	3.0	40	30	58.7	88.28	70	6.94	3.60	\$ 1093	1200	0.064
	3.0	40	40	30	94.01	84	6.84	4.80	\$ 1457	1600	0.058
	3.0	50	0	202	59.68	0	7.48	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	177	64.67	12	7.27	0.075	\$ 228	250	0.054
	3.0	50	10	162	67.66	20	7.07	1.50	\$ 455	500	0.043
	3.0	50	20	113	77.45	44	6.83	3.00	\$ 911	1000	0.048
	3.0	50	30	55.2	88.98	73	6.79	4.50	\$ 1366	1500	0.053
	3.0	50	40	21.8	95.65	89	6.67	6.00	\$ 1822	2000	0.049
	3.5	30	0	200	60.08	0	7.79	0.00	\$ 0	0	

Sobrenadante	3.5	30	5	183	63.47	9	7.59	0.53	\$ 159	150	0.053
	3.5	30	10	158	68.46	21	7.39	1.05	\$ 319	300	0.066
	3.5	30	20	83.8	83.27	58	7.14	2.10	\$ 638	600	0.091
	3.5	30	30	20.4	95.90	89.8	6.91	3.15	\$ 956	900	0.094
	3.5	30	40	6.55	98.69	97	6.76	4.20	\$ 1275	1200	0.076
	3.5	40	0	195	61.08	0	7.53	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	169	66.27	13	7.30	0.70	\$ 213	200	0.063
	3.5	40	10	142	71.66	27	7.11	1.40	\$ 425	400	0.064
	3.5	40	20	41.8	91.66	79	6.84	2.80	\$ 850	800	0.092
	3.5	40	30	11.7	97.66	94	6.64	4.20	\$ 1275	1200	0.074
	3.5	40	40	5.56	98.89	97	6.33	5.60	\$ 1700	1600	0.057
	3.5	50	0	199	60.28	0	7.62	0.00	\$ 0	0	
	3.5	50	5	179	64.27	10	7.34	0.88	\$ 266	250	0.038
	3.5	50	10	140	72.06	30	7.08	1.75	\$ 531	500	0.056
	3.5	50	20	32.4	93.53	84	6.77	3.50	\$ 1063	1000	0.079
	3.5	50	30	6.43	98.72	97	6.54	5.25	\$ 1594	1500	0.061
	3.5	50	40	5.67	98.87	97	6.24	7.00	\$ 2125	2000	0.046

Anexo 9. Lodo seco sobrenadante HCl

Aplicación	Normalidad (NTU)	Acidificación (mL/L)	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final (U de pH)	mg H ⁺ /L H ₂ O	\$/m ³ (ácido)	mL H ₂ SO ₄ /m ³ AR	índice costos
Sobrenadante	2.5	30	0	247	54.84	0.0	7.5	0.00	\$ 0	0	
	2.5	30	5	231	57.77	6.5	7.3	0.38	\$ 114	150	0.057
	2.5	30	10	212	61.24	14.2	7.1	0.75	\$ 228	300	0.062
	2.5	30	20	175	68.01	29.1	6.8	1.50	\$ 455	600	0.064

	2.5	30	30	129	76.42	47.8	6.7	2.25	\$ 683	900	0.070
	2.5	30	40	82.9	84.84	66.4	6.5	3.00	\$ 911	1200	0.073
	2.5	40	0	252	53.93	0.0	7.5	0.00	\$ 0	0	
	2.5	40	5	231	57.77	8.3	7.2	0.50	\$ 152	200	0.055
	2.5	40	10	207	62.16	17.9	7.0	1.00	\$ 304	400	0.059
	2.5	40	20	151	72.39	40.1	6.8	2.00	\$ 607	800	0.066
	2.5	40	30	51.4	90.60	79.6	6.5	3.00	\$ 911	1200	0.087
	2.5	40	40	11.6	97.88	95.4	6.4	4.00	\$ 1215	1600	0.079
	2.5	50	0	233	57.40	0.0	7.5	0.00	\$ 0	0	
	2.5	50	5	224	59.05	3.9	7.2	0.63	\$ 190	250	0.020
	2.5	50	10	207	62.16	11.2	7.0	1.25	\$ 380	500	0.029
	2.5	50	20	120	78.06	48.5	6.6	2.250	\$ 759	1000	0.064
	2.5	50	30	21.4	96.09	90.8	6.3	3.75	\$ 1139	1500	0.080
	2.5	50	40	5.87	98.93	97.5	6.1	5.00	\$ 1518	2000	0.064
Sobrenadante	3.0	30	0	238	56.49	0.0	7.4	0.00	\$ 0	0	
	3.0	30	5	214	60.88	10.1	7.1	0.45	\$ 137	150	0.074
	3.0	30	10	194	64.53	18.5	7.0	0.90	\$ 273	300	0.068
	3.0	30	20	149	72.76	37.4	6.7	1.80	\$ 547	600	0.068
	3.0	30	30	91.2	83.33	61.7	6.5	2.70	\$ 820	900	0.075
	3.0	30	40	36.6	93.31	84.6	6.4	3.60	\$ 1093	1200	0.077
	3.0	40	0	242	55.76	0.0	7.4	0.00	\$ 0	0	
	3.0	40	5	216	60.51	10.7	7.1	0.60	\$ 182	200	0.059
	3.0	40	10	183	66.54	24.4	6.9	1.20	\$ 364	400	0.067
	3.0	40	20	113	79.34	53.3	6.7	2.40	\$ 729	800	0.073
	3.0	40	30	22.5	95.89	90.7	6.4	3.60	\$ 1093	1200	0.083
	3.0	40	40	7.57	98.62	96.9	6.1	4.80	\$ 1457	1600	0.066

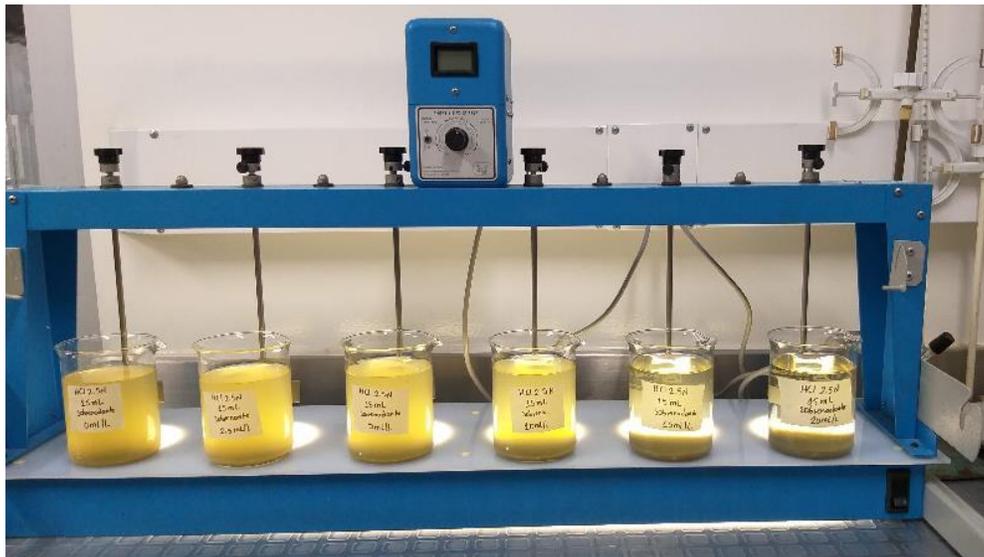
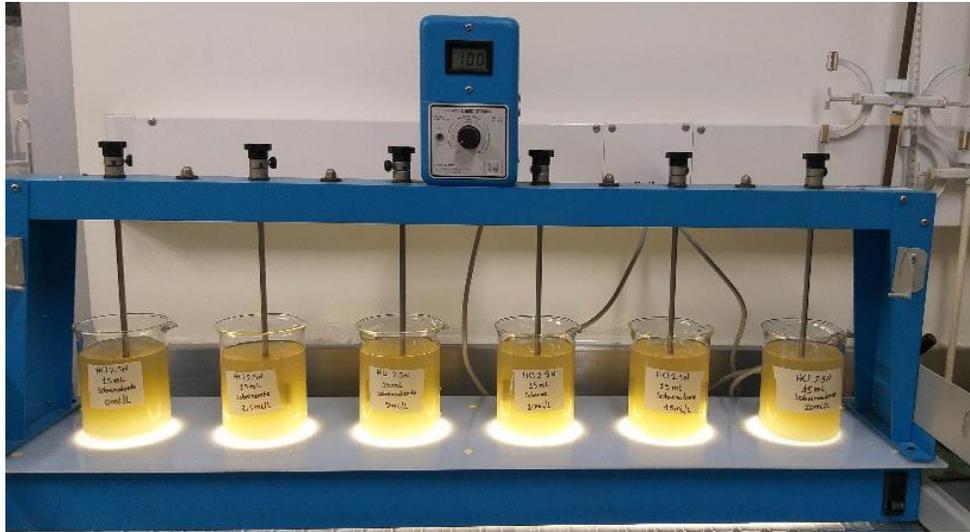
	3.0	50	0	234	57.22	0.0	7.4	0.00	\$ 0	0	
	3.0	50	5	218	60.15	6.8	7.0	0.75	\$ 228	250	0.030
	3.0	50	10	194	64.53	17.1	6.8	1.50	\$ 455	500	0.038
	3.0	50	20	93.6	82.89	60.0	6.5	3.00	\$ 911	1000	0.066
	3.0	50	30	11.4	97.92	95.1	6.2	4.50	\$ 1366	1500	0.070
	3.0	50	40	6.90	98.74	97.1	5.7	6.00	\$ 1822	2000	0.053
Sobrenadante	3.5	30	0	239	56.31	0.0	7.4	0.00	\$ 0	0	
	3.5	30	5	222	59.41	7.1	7.1	0.53	\$ 159	150	0.045
	3.5	30	10	204	62.71	14.6	6.9	1.05	\$ 319	300	0.046
	3.5	30	20	141	74.22	41.0	6.7	2.10	\$ 638	600	0.064
	3.5	30	30	66	87.93	72.4	6.5	3.15	\$ 956	900	0.076
	3.5	30	40	12.5	97.71	94.8	6.4	4.20	\$ 1275	1200	0.074
	3.5	40	0	242	55.76	0.0	7.4	0.00	\$ 0	0	
	3.5	40	5	223	59.41	7.9	7.1	2.70	\$ 213	200	0.037
	3.5	40	10	193	64.72	20.2	6.9	1.40	\$ 425	400	0.048
	3.5	40	20	101	81.54	58.3	6.5	2.80	\$ 850	800	0.069
	3.5	40	30	17.4	96.82	92.8	6.2	4.20	\$ 1275	1200	0.073
	3.5	40	40	6.57	98.80	97.3	5.9	5.60	\$ 1700	1600	0.057
	3.5	50	0	235	57.04	0.0	7.5	0.00	\$ 0	0	
	3.5	50	5	221	59.60	6.0	7.0	0.88	\$ 266	250	0.022
	3.5	50	10	188	65.63	20.0	6.8	1.75	\$ 531	500	0.038
	3.5	50	20	57.1	89.56	75.7	6.4	3.50	\$ 1063	1000	0.071
	3.5	50	30	6.31	98.85	97.3	6.0	5.25	\$ 1594	1500	0.061
	3.5	50	40	7.78	98.58	96.7	5.6	7.00	\$ 2125	2000	0.045

Anexo 10. Coagulantes comerciales

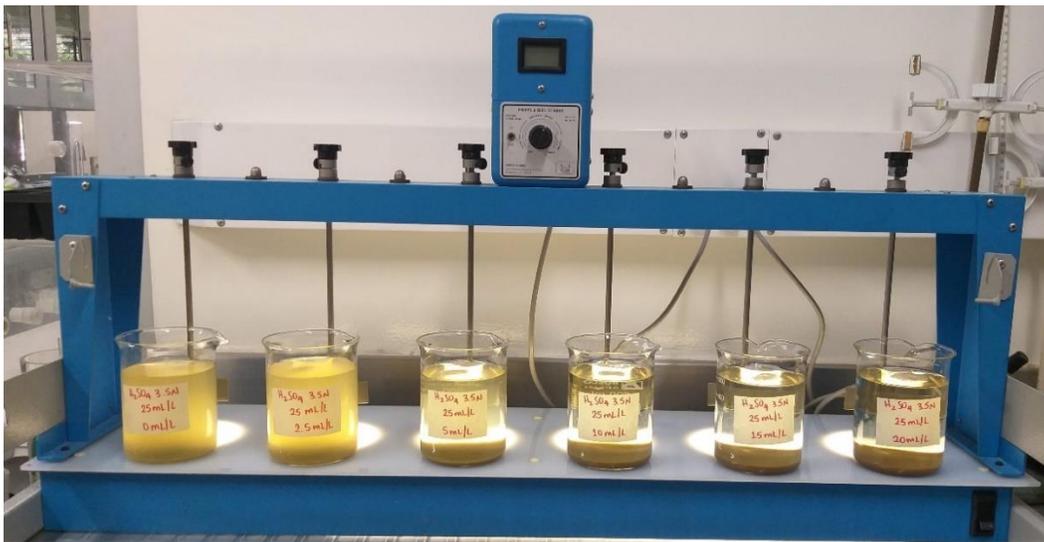
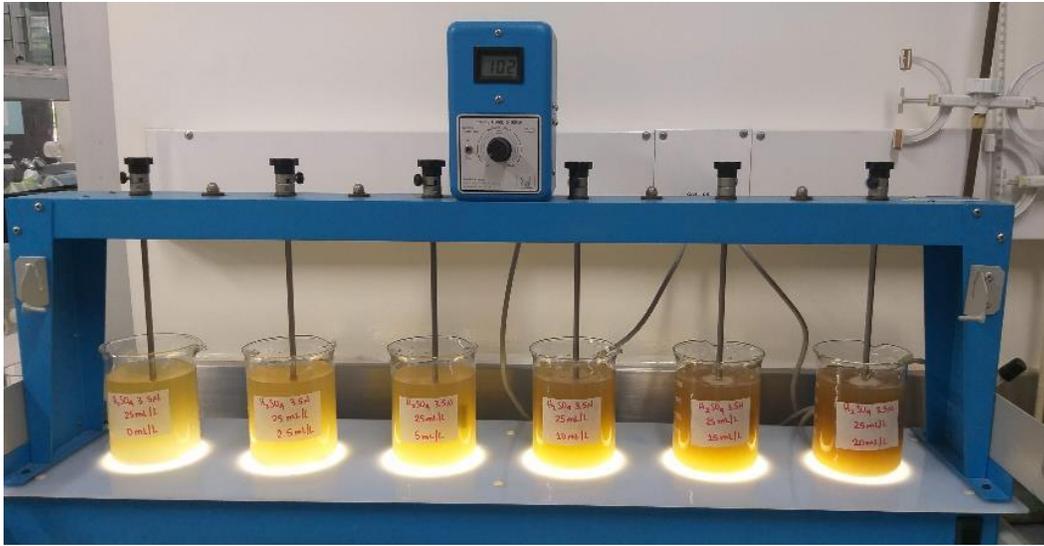
Coagulante	mL H ₂ SO ₄ /L agua	mL NaOH/L agua	Código	Dosis (mL/L)	Turbiedad remanente (NTU)	Remoción (%)	Remoción Neta (%)	pH final	\$/m ³ (H ₂ SO ₄)	\$/m ³ (NaOH)	\$/m ³ (coagulante)	\$/m ³ (Total)	índice costos
<i>PACI</i>	0	0	pH 8.6 (natural)	0	220	59.33	0	7.79	\$ 0	\$ 0	\$ 0	\$ 0	
	0	0		20	24	95.56	89	7.40	\$ 0	\$ 0	\$ 591	\$ 591	0.15
	0	0		30	6.43	98.81	97	7.29	\$ 0	\$ 0	\$ 886	\$ 886	0.11
	0	0		40	2.31	99.57	99	7.15	\$ 0	\$ 0	\$ 1182	\$ 1182	0.08
	0	0		50	2.59	99.52	99	7.02	\$ 0	\$ 0	\$ 1477	\$ 1477	0.07
	0	0		60	2.12	99.61	99	6.87	\$ 0	\$ 0	\$ 1773	\$ 1773	0.06
	3.2	0	pH 6.0	0	227	58.04	0	6.49	\$ 348	\$ 0	\$ 0	\$ 348	
	3.2	0		20	8.01	98.52	96	6.67	\$ 348	\$ 0	\$ 591	\$ 939	0.10
	3.2	0		30	3.48	99.36	98	6.55	\$ 348	\$ 0	\$ 886	\$ 1234	0.08
	3.2	0		40	0.87	99.84	100	6.30	\$ 348	\$ 0	\$ 1182	\$ 1530	0.07
	3.2	0		50	2.24	99.59	99	6.38	\$ 348	\$ 0	\$ 1477	\$ 1825	0.05
	3.2	0		60	1.09	99.80	100	6.37	\$ 348	\$ 0	\$ 1773	\$ 2121	0.05
	1	0	pH 7.0	0	206	61.92	0	7.11	\$ 109	\$ 0	\$ 0	\$ 109	
	1	0		20	12	97.80	94.2	6.87	\$ 109	\$ 0	\$ 591	\$ 700	0.13
	1	0		30	4.16	99.23	98	6.77	\$ 109	\$ 0	\$ 886	\$ 995	0.10
	1	0		40	1.61	99.70	99	6.69	\$ 109	\$ 0	\$ 1182	\$ 1290	0.08
	1	0		50	1.82	99.66	99	6.60	\$ 109	\$ 0	\$ 1477	\$ 1586	0.06
	1	0		60	1.85	99.66	99	6.49	\$ 109	\$ 0	\$ 1773	\$ 1881	0.05
	0	2	pH 9.0	0	205	62.11	0	8.93	\$ 0	\$ 145	\$ 0	\$ 145	
	0	2		20	67.6	87.50	67	8.66	\$ 0	\$ 145	\$ 591	\$ 736	0.09
	0	2		30	43.4	91.98	79	8.45	\$ 0	\$ 145	\$ 886	\$ 1032	0.08
0	2	40		22.2	95.90	89	8.14	\$ 0	\$ 145	\$ 1182	\$ 1327	0.07	

	0	2		50	13.2	97.56	94	7.94	\$ 0	\$ 145	\$ 1477	\$ 1622	0.06
	0	2		60	4.93	99.09	98	7.70	\$ 0	\$ 145	\$ 1773	\$ 1918	0.05
	0	6	pH 10.0	0	220	59.33	0	9.90	\$ 0	\$ 436	\$ 0	\$ 436	
	0	6		20	25.2	95.34	89	7.47	\$ 0	\$ 436	\$ 591	\$ 1027	0.09
	0	6		30	8.23	98.48	96	7.24	\$ 0	\$ 436	\$ 886	\$ 1322	0.07
	0	6		40	2.97	99.45	99	7.10	\$ 0	\$ 436	\$ 1182	\$ 1617	0.06
	0	6		50	1.61	99.70	99	6.97	\$ 0	\$ 436	\$ 1477	\$ 1913	0.05
	0	6		60	1.67	99.69	99	6.81	\$ 0	\$ 436	\$ 1773	\$ 2208	0.04
<i>Sulfato Férrico</i>	0	0		0	271	49.91	0	8.22	\$ 0	\$ 0	\$ 0	\$ 0	
	0	0	pH 8.6 (natural)	20	211	61.00	22	7.12	\$ 0	\$ 0	\$ 350	\$ 350	0.06
	0	0		30	170	68.58	37	6.87	\$ 0	\$ 0	\$ 525	\$ 525	0.07
	0	0		40	94.5	82.53	65	6.68	\$ 0	\$ 0	\$ 700	\$ 700	0.09
	0	0		50	52.5	90.30	81	6.46	\$ 0	\$ 0	\$ 875	\$ 875	0.09
	0	0		60	10.4	98.08	96	6.21	\$ 0	\$ 0	\$ 1050	\$ 1050	0.09
	3.2	0		pH 6.0	0	200	63.03	0	6.72	\$ 348	\$ 0	\$ 0	\$ 348
	3.2	0	20		96.4	82.18	52	6.25	\$ 348	\$ 0	\$ 350	\$ 698	0.07
	3.2	0	30		20.8	96.16	90	5.96	\$ 348	\$ 0	\$ 525	\$ 873	0.10
	3.2	0	40		4.42	99.18	98	5.75	\$ 348	\$ 0	\$ 700	\$ 1048	0.09
	3.2	0	50		2.42	99.55	99	5.37	\$ 348	\$ 0	\$ 875	\$ 1223	0.08
	3.2	0	60		1.9	99.65	99	4.99	\$ 348	\$ 0	\$ 1050	\$ 1398	0.07
	1	0	pH 7.0	0	197	63.59	0	7.25	\$ 109	\$ 0	\$ 0	\$ 109	
	1	0		20	139	74.31	29	6.79	\$ 109	\$ 0	\$ 350	\$ 459	0.06
	1	0		30	87	83.92	56	6.63	\$ 109	\$ 0	\$ 525	\$ 634	0.09
	1	0		40	25.2	95.34	87	6.35	\$ 109	\$ 0	\$ 700	\$ 809	0.11
	1	0		50	9.17	98.30	95.3	6.22	\$ 109	\$ 0	\$ 875	\$ 984	0.10

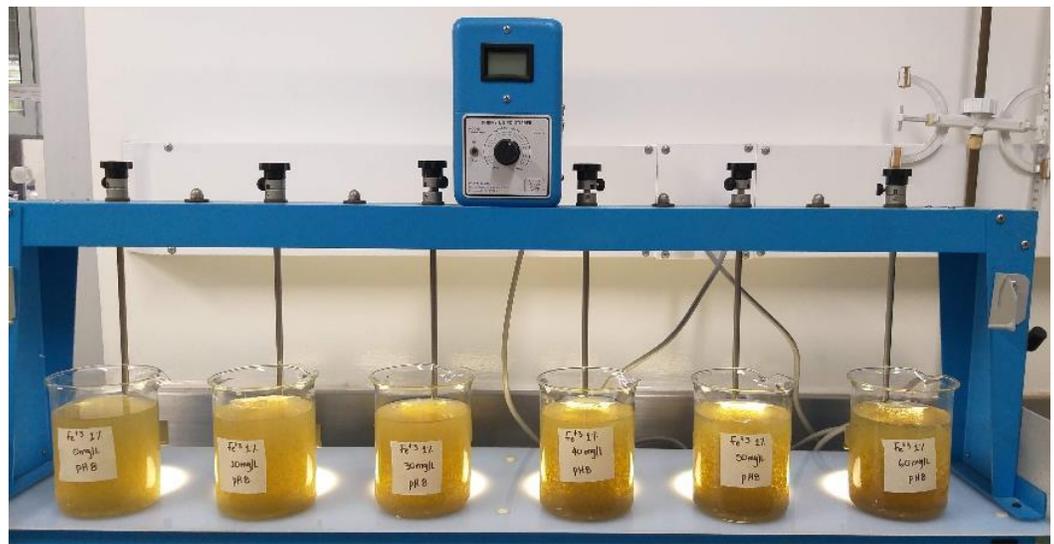
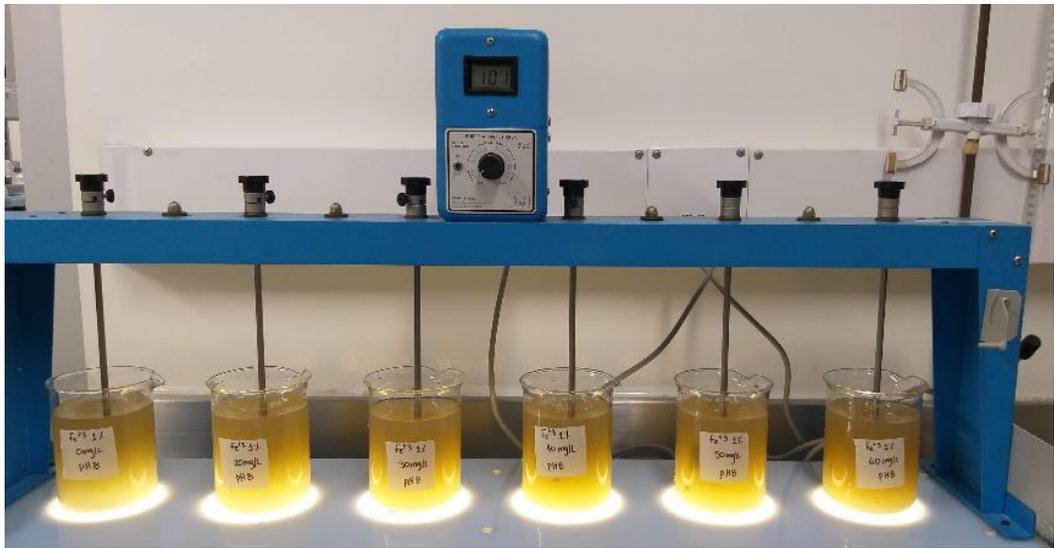
1	0		60	2.78	99.49	99	5.95	\$ 109	\$ 0	\$ 1050	\$ 1159	0.09
0	2	pH 9.0	0	208	61.55	0	7.76	\$ 0	\$ 145	\$ 0	\$ 145	
0	2		20	156	71.16	25	7.04	\$ 0	\$ 145	\$ 350	\$ 495	0.05
0	2		30	111	79.48	47	6.81	\$ 0	\$ 145	\$ 525	\$ 670	0.07
0	2		40	45.4	91.61	78	6.60	\$ 0	\$ 145	\$ 700	\$ 845	0.09
0	2		50	31.9	94.10	85	6.47	\$ 0	\$ 145	\$ 875	\$ 1020	0.08
0	2		60	5.97	98.90	97	6.28	\$ 0	\$ 145	\$ 1050	\$ 1195	0.08
0	6		pH 10.0	0	209	61.37	0	10.24	\$ 0	\$ 436	\$ 0	\$ 436
0	6	20		138	74.49	34	9.57	\$ 0	\$ 436	\$ 350	\$ 786	0.04
0	6	30		122	77.45	42	9.44	\$ 0	\$ 436	\$ 525	\$ 961	0.04
0	6	40		123	77.26	41	9.18	\$ 0	\$ 436	\$ 700	\$ 1136	0.04
0	6	50		128	76.34	39	8.68	\$ 0	\$ 436	\$ 875	\$ 1311	0.03
0	6	60		100	81.52	52	7.67	\$ 0	\$ 436	\$ 1050	\$ 1486	0.04



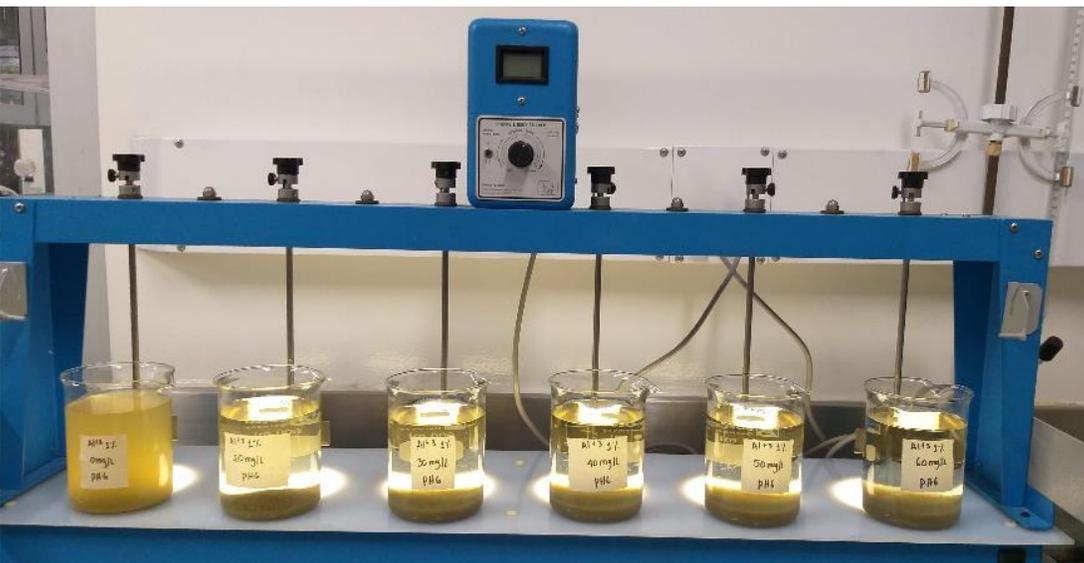
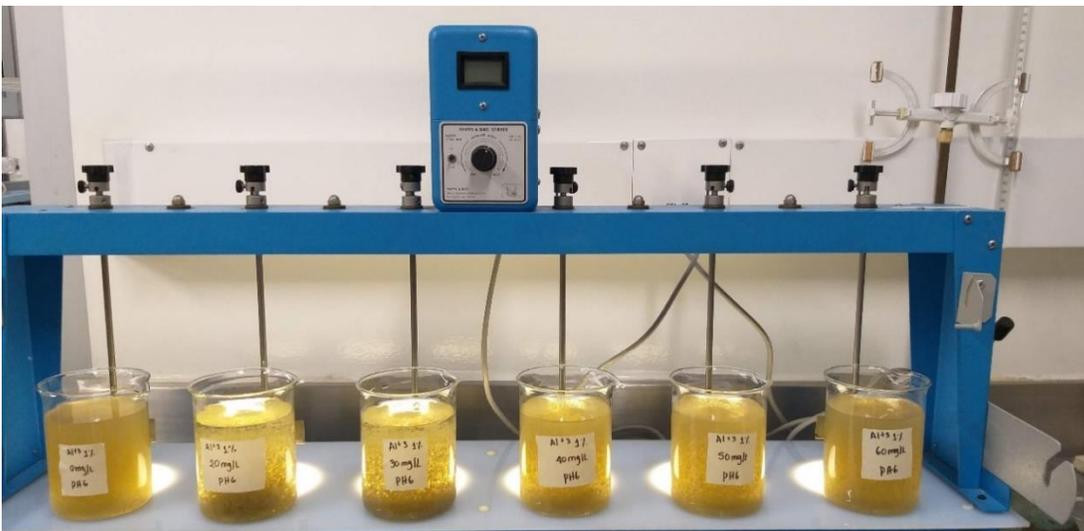
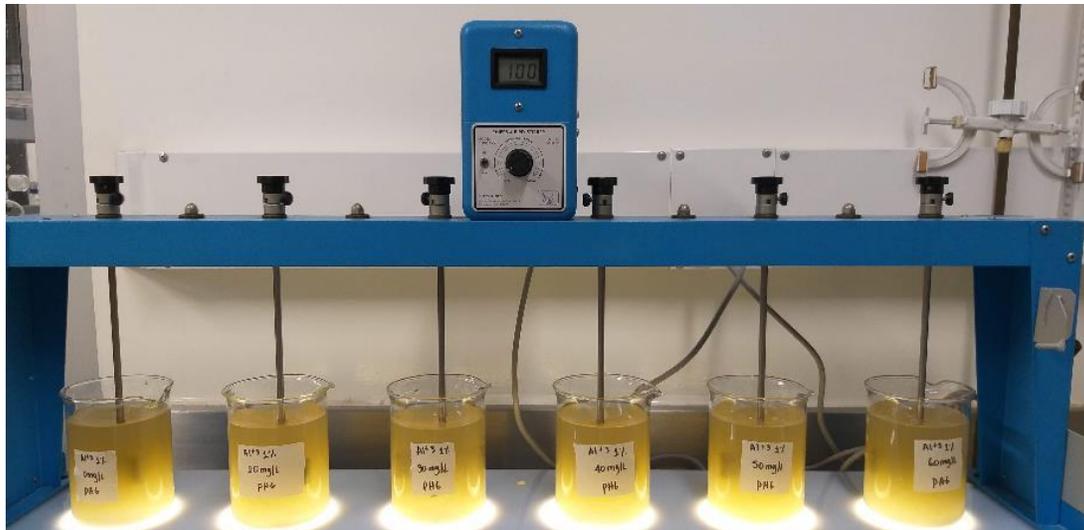
Anexo 11. Ensayos lodo crudo acidificado con HCl a 2.5N – 30 mL/L, Sobrenadante



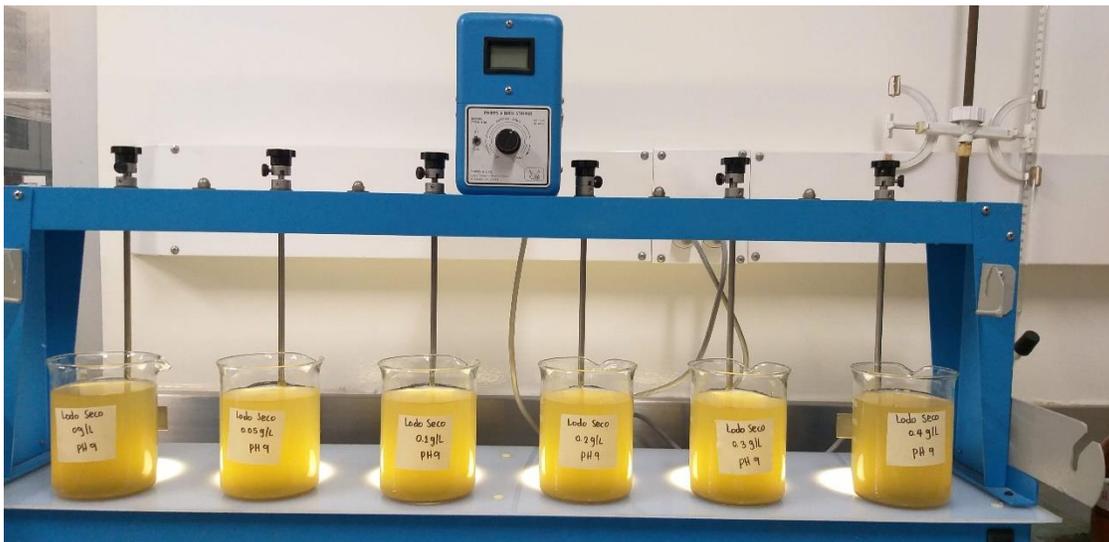
Anexo 12. Ensayo lodo crudo acidificado con H_2SO_4 a 3.5N – 50 mL/L Mezcla



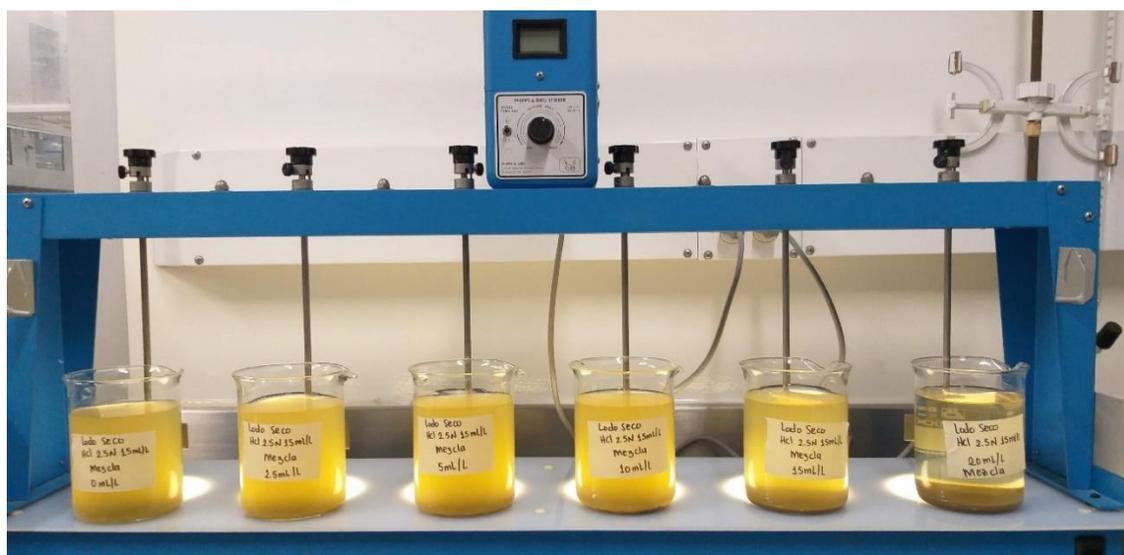
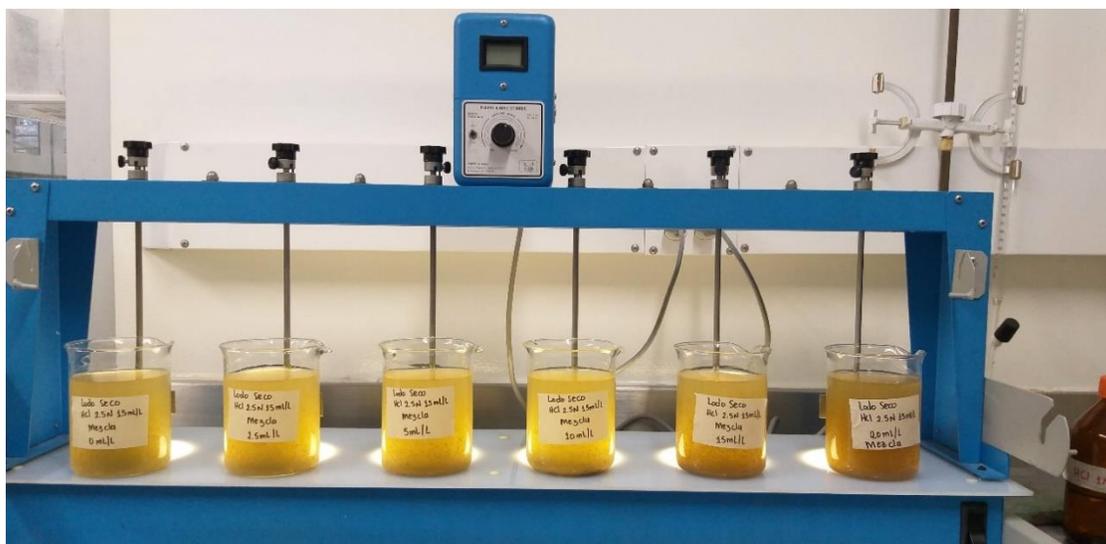
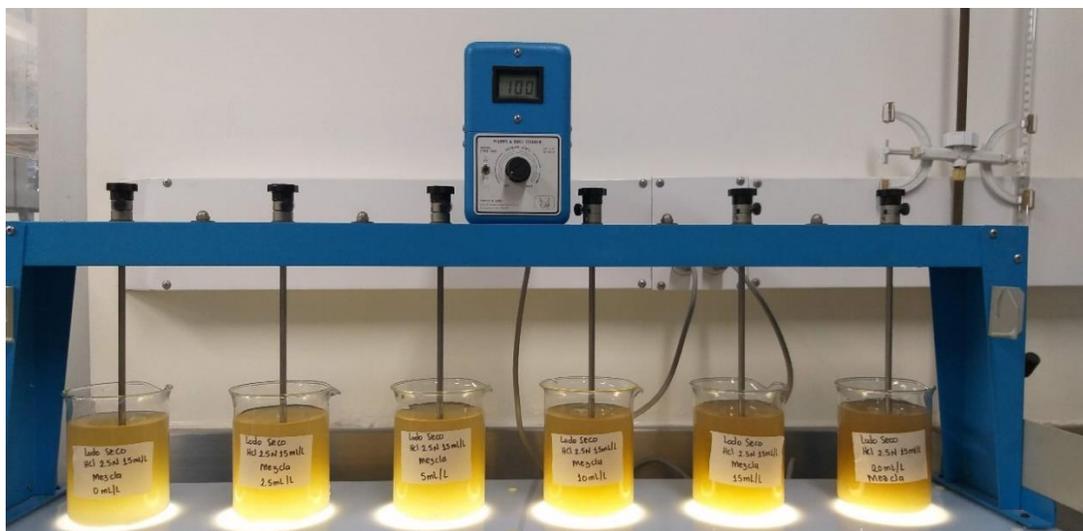
Anexo 13. Ensayo con sulfato férrico a pH 8



Anexo 14. Ensayo con PACl a pH 6



Anexo 15. Ensayo con lodo seco a pH 9



Anexo 16. Ensayo con lodo seco acidificado con HCl 2.5N – 50 mL/L Mezcla