



FACULTAD DE INGENIERÍAS Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

DISEÑO DE UN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LUBRICADO MEDIANTE
BIO-ADSORCIÓN Y COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

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

Profesora Guía
MSc. Eugenia Paola Posligua Chica

Autora
Alexandra Stefania Castillo García

Año
2015

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

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

Eugenia Paola Posligua Chica

Máster of Science

C.I.: 0919750158

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

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

Alexandra Stefania Castillo García

C.I.: 1500831589

AGRADECIMIENTO

A Dios, por darme la sabiduría y fortaleza de cumplir uno de mis sueños. A mis padres, por su esfuerzo y ejemplo de perseverancia. A mi hermano y familia, por brindarme su apoyo incondicional. Al Ing. Carlos Banchón por su tiempo, guía y ayuda constante durante la realización del presente trabajo de titulación. A la Ing. Paola Posligua, por su confianza y asesoramiento durante toda mi carrera. A la Ing. Pavlova Sigcha por su motivación y valiosa colaboración.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a Dios, quien con su bendición me ha permitido cumplir una de mis metas. A mis padres, quienes con su sacrificio hicieron de mí una profesional. A mi hermano Saulito y abuelita Angelita, mis ángeles de la guardia, que a pesar de no estar aquí me cuidan desde el cielo, y de quienes estoy segura su inmensa felicidad por verme convertida en una profesional.

RESUMEN

En Ecuador el sector de lavado y lubricado de autos no sólo representa crecimiento descontrolado, sino también alta contaminación para las fuentes hídricas. Los efluentes provenientes del lavado y lubricado de autos se caracterizaron por poseer elevada cantidad de aceites y grasas lubricantes (1286 mg/L), tensoactivos aniónicos (6.63 mg/L), pH básico (>8), aluminio (25.69 mg/L), DQO (816 mg/L) y alta turbidez (310.6 NTU). El objetivo de esta investigación fue tratar las aguas residuales provenientes de un taller de lavado y lubricado de autos en San Isidro del Inca mediante procesos de bio-adsorción y tecnologías de coagulación-floculación. Se utilizó como bioadsorbentes tres materiales naturales de desecho: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Mediante diseños experimentales se determinó que con 0.3 g y 0.3 mm de tamaño de partícula, la estopa de coco obtuvo alta eficiencia en la adsorción de aceites y grasas (97.95%), aluminio (95.76%), cobre (97.59%) y cromo total (92.86%). En el tratamiento químico se experimentó dos tipos de coagulantes químicos (PCA y FeCl_3), dosis de coagulante-floculante y el efecto de la salinidad. La mayor eficiencia en la remoción de turbidez (99.92%) se obtuvo al dosificar NaCl con 500 μL de PCA 5% y 600 μL de PA 0.1%; mientras que, con la misma dosificación sin salinidad se alcanzó 99.76%. Los resultados obtenidos sugieren que la salinidad puede ser utilizada como una alternativa para promover la generación de la coagulación química mejorando la turbidez y calidad de lodo formado luego del tratamiento. El agua tratada cumplió con los límites máximos permisibles de la legislación ambiental vigente (TULSMA) para descargar a un cuerpo de agua dulce.

Palabras claves: Lavadora, lubricadora, bioadsorción, coagulación, floculación

ABSTRACT

In Ecuador the field of car washing and lubrication not only represents uncontrolled growth, but is also a source of pollution to the water resource. The effluents from the car wash and lubrication were characterized by having high amount of oils and greases (1286 mg / L), anionic surfactants (6.63 mg / L), basic pH (> 8), aluminum (25.69 mg / L), COD (816 mg / L) and high turbidity (310.6 NTU). The goal of this research was to treat wastewater from car wash and lubrication in San Isidro del Inca by bio-adsorption processes and coagulation-flocculation technologies. There were used three natural waste materials as bioadsorbentes: sawdust, sugar cane bagasse and coir. Experimental designs were applied as a result they determined that 0.3 g and 0.3 mm of particle size, the coir obtained high efficient in the adsorption of oils and greases (97.95%), aluminum (95.76%), copper (97.59%) and total chromium (92.86 %). Through the chemical treatment two types of chemical coagulants were used (PCA and FeCl_3), coagulant-flocculant dose and the effect of salinity. The greater efficiency in removing turbidity (99.92%) was obtained when a dose of NaCl was applied with 500 μL of PCA 5% and 600 μL of PA to 0.1%; while, at the same dosage without salinity was reached 99.76%. These results suggest that salinity can be used as an alternative to promote the generation of chemical coagulation improving the turbidity and quality of sludge formed after treatment. The treated water fulfilled the maximum permissible limits according to the Ecuadorian environmental legislation (TULSMA) for discharges to body waters.

Keywords: Machine, lubricator, bioadsorption, coagulation, flocculation.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
Antecedentes	1
Alcance	2
Justificación	3
Objetivos.....	4
Objetivo General.....	4
Objetivos específicos	4
II. DESARROLLO DEL TEMA.....	6
1. CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO	6
1.1 Contaminación por aceites lubricantes y detergentes y su impacto en el ambiente.....	7
1.2 Contaminación de las fuentes hídricas en Ecuador por el sector de lavado y lubricado de autos.....	9
1.3 Tecnologías de tratamiento de aguas residuales para remoción de aceites y grasas.....	11
1.4 Bioadsorción y coagulación-floculación para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con aceites y grasas lubricantes.....	15
2. CAPÍTULO II: METODOLOGÍA	18
2. Estudio de un tratamiento de aguas residuales del sector de lavado y lubricado de autos.....	19
2.1 Caracterización del lugar de estudio	20
2.2 Recolección y conservación de las muestras de agua residual.....	23

2.3 Caracterización físico-química del agua	23
2.3.1 Parámetros físicos	23
2.3.2 Parámetros químicos	24
2.4 Bioadsorción del agua residual de lavado y lubricado de autos.....	32
2.4.1 Pruebas cualitativas para la selección de los bioadsorbentes	32
2.4.2 Preparación de bioadsorbentes a base de aserrín, caña de azúcar y coco.....	34
2.4.3 Descripción del proceso de bioadsorción	36
2.5 Coagulación-floculación del agua residual de lavado y lubricado de autos	37
2.5.1 Descripción general del proceso de coagulación-floculación.....	37
2.6 Diseños experimentales para el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos	40
2.6.1 Diseño factorial completamente aleatorio 2^2 para el proceso de bioadsorción	40
2.6.2 Estudio experimental exploratorio con policloruro de aluminio y cloruro férrico sin bioadsorbentes.....	43
2.6.3 Diseño factorial completamente aleatorio 2^2 y diseño completamente aleatorio para el proceso de coagulación- floculación con bioadsorbentes	44
3. CAPÍTULO III: RESULTADOS	49
3.1 Caracterización físico-química del agua residual del lavado y lubricado de autos	50
3.2 Determinación cualitativa de bioadsorbentes	52
3.3 Bioadsorción a base de aserrín, bagazo de caña y coco en el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos.....	54
3.4 Coagulación química con policloruro de aluminio y cloruro férrico sin bioadsorbentes	63

3.5 Coagulación-floculación con bioadsorbentes para el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos.....	66
3.6 Caracterización físico-química del agua tratada	81
4. CAPÍTULO IV: ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	89
4.1 Potencial bioadsorbente de materiales naturales de desecho.....	89
4.2 Coagulación-floculación del agua residual de lavado y lubricado de autos	107
4.2.1 Efecto del tipo de coagulante químico	107
4.2.2 Efecto de la dosis de coagulante y floculante	112
4.2.3 Efecto de la salinidad.....	119
4.3 Calidad del agua tratada.....	128
III. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	134
REFERENCIAS.....	140
ANEXOS	152

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Resumen del marco teórico	6
Figura 2. Resumen de la metodología	18
Figura 3. Ubicación geográfica del área de estudio	20
Figura 4. Instalaciones de la lavadora y lubricadora de autos.....	21
Figura 5. Diagrama de proceso para la selección de los bioadsorbentes a utilizar en el presente estudio.....	33
Figura 6. Diagrama del proceso de preparación de bioadsorbentes	35
Figura 7. Diagrama del proceso de bioadsorción.....	36
Figura 8. Diagrama del proceso de coagulación- floculación	39
Figura 9. Resumen de los resultados.....	49
Figura 10. Agua residual de lavado y lubricado de autos.....	51
Figura 11. Pruebas cualitativas para la selección de compuestos naturales ..	52
Figura 12. Determinación cualitativa para cada proceso de bioadsorción	53
Figura 13. Turbidez obtenida en el DE-1 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco.....	55
Figura 14. Potencial de hidrogeno obtenido en el DE-1 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco	56
Figura 15. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-1 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco	57
Figura 16. Resultados de turbidez obtenidos en el DE-1	58
Figura 17. Turbidez obtenida en el DE-2 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco.....	59
Figura 18. Potencial de hidrógeno obtenido en el DE-2 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco	60
Figura 19. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-2 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco	61
Figura 20. Resultados de turbidez obtenidos en el DE-2	62
Figura 21. Resultados cualitativos del DE-2 respecto a la adsorción de aceites y grasas lubricantes	62
Figura 22. Resultados de turbidez obtenidos en el DE-3 con estopa de coco.....	63

Figura 23. Resultados obtenidos en el DE-4.....	64
Figura 24. Resultados obtenidos en el DE-5.....	65
Figura 25. Resultados de turbidez y calidad de lodo formado.....	66
Figura 26. Turbidez obtenida en el DE-6.....	67
Figura 27. Potencial de hidrógeno obtenido en el DE-6.....	68
Figura 28. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-6.....	69
Figura 29. Resultados obtenidos de turbidez y calidad de lodo después de la experimentación con DE-6.....	70
Figura 30. Turbidez obtenida en el DE-7.....	71
Figura 31. Potencial de hidrógeno obtenido en el DE-7.....	72
Figura 32. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-7.....	73
Figura 33. Resultados obtenidos de turbidez y calidad de lodo en la experimentación con DE-7.....	74
Figura 34. Turbidez obtenida en el DE-8.....	75
Figura 35. Resultados obtenidos de turbidez y calidad de lodo en la experimentación con DE-8.....	76
Figura 36. Turbidez obtenida en el DE-9.....	77
Figura 37. Resultados obtenidos de turbidez y calidad de lodo después de la experimentación con DE-9.....	79
Figura 38. Resultados de turbidez obtenidos en el DE-10.....	79
Figura 39. Resultados de turbidez y calidad de lodo formado en el DE-10.....	81
Figura 40. Resultados del agua residual y agua tratada por coagulación química (PCA 5%) sin bioadsorbentes según DE-4.....	82
Figura 41. Resultados del agua residual, agua tratada por bioadsorción según DE-3 y agua tratada por bioadsorción y coagulación química según DE-9 sin salinidad.....	82
Figura 42. Resultados del agua residual, agua tratada por bioadsorción según DE-3 y agua tratada por bioadsorción y coagulación química según DE-9 con salinidad.....	83
Figura 43. Resultados del scanning espectrofotométrico.....	84
Figura 44. Índice de lodos (g/L) del mejor tratamiento obtenido en el DE-4 después de la coagulación-floculación sin utilizar bioadsorbentes.....	84

Figura 45. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-6 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco	85
Figura 46. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-7 y DE-8 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco	86
Figura 47. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-9 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción estopa de coco	87
Figura 48. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-10 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción estopa de coco	88
Figura 49. Determinación cualitativa para cada proceso de bioadsorción	90
Figura 50. Parámetros finales obtenidos en la experimentación con DE-1	93
Figura 51. Gráficas de efectos sobre la remoción de turbidez en el DE-1	94
Figura 52. Gráfica de residuos para turbidez obtenida en el DE-1	95
Figura 53. Parámetros finales obtenidos en la experimentación con DE-2	98
Figura 54. Gráficas de efectos sobre la remoción de turbidez en el DE-2	99
Figura 55. Gráfica de residuos para turbidez obtenida en el DE-2	100
Figura 56. Porcentajes de remoción de turbidez obtenidos en el proceso de optimización (DE-3)	104
Figura 57. Porcentaje de remoción de contaminantes con estopa de coco ..	105
Figura 58. Porcentaje de remoción de turbidez de los mejores tratamientos obtenidos en la experimentación con DE-4, DE-5 y DE-10 sin salinidad	109
Figura 59. Gráficas de efectos principales del tipo de coagulante químico sobre el pH	110
Figura 60. Gráficas de efectos principales del tipo de coagulante químico sobre la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	111
Figura 61. Porcentaje de remoción de turbidez experimentando diferentes dosis de PCA 5% y PA 0.1% según DE-6	113
Figura 62. Gráfica de efectos principales de la dosificación de coagulante	

y floculante sobre la turbidez según DE-6.....	114
Figura 63. Gráfica de de efectos de la dosificación de coagulante y floculante sobre la turbidez según DE-6.....	115
Figura 64. Gráfica de residuos de la dosificación de coagulante y floculante sobre la turbidez según DE-6.....	116
Figura 65. Porcentaje de remoción de turbidez utilizando diferentes dosificaciones de coagulante y floculante según DE-9 sin salinidad.....	118
Figura 66. Gráfica de efectos de la dosificación de salinidad sobre la turbidez según DE-7.....	120
Figura 67. Gráfica de efectos de la dosificación de salinidad sobre el pH según DE-7.....	122
Figura 68. Gráfica de efectos de la dosificación de salinidad sobre la conductividad eléctrica según DE-7.....	123
Figura 69. Porcentaje de remoción de turbidez según DE-8.....	124
Figura 70. Porcentaje de remoción de turbidez utilizando diferentes dosis de coagulante y floculante según DE-9 con salinidad.....	126
Figura 71. Porcentaje de remoción de turbidez con el mejor intervalo de dosificación de la coagulación química según DE-10.....	127
Figura 72. Porcentaje de remoción de contaminantes en el agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química con salinidad.....	132
Figura 73. Scannig espectrofotométrico.....	133

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales aceitosas aplicadas en Alemania, Francia, Suecia, España y Japón	12
Tabla 2. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales utilizadas para remover aceites y grasas	12
Tabla 3. Estudios a nivel mundial sobre la utilización de adsorbentes naturales en el tratamiento de aguas residuales	16
Tabla 4. Descripción de las operaciones realizadas en la lavadora y lubricadora de autos	22
Tabla 5. Marcas de aceites lubricantes utilizadas para el cambio de aceite por la lavadora y lubricadora de autos	22
Tabla 6. Factores de conversión en base al DBO_5 esperado	26
Tabla 7. Detalle de muestras de agua analizadas	31
Tabla 8. Cálculos para obtener el coagulante químico FeCl_3 al 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v	38
Tabla 9. Proceso de coagulación-floculación mediante prueba de jarras	39
Tabla 10. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-1 para cada tipo de bioadsorbente	41
Tabla 11. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-2 para cada tipo de bioadsorbente	42
Tabla 12. Diseño de optimización (DE-3) para el proceso de bioadsorción	42
Tabla 13. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-4	43
Tabla 14. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-5	44
Tabla 15. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-6	45
Tabla 16. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-7	46
Tabla 17. Diseño experimental (DE-8) para el proceso de coagulación-floculación utilizando salinidad	46
Tabla 18. Diseño de optimización (DE-9) para el proceso de coagulación-floculación con y sin salinidad	47
Tabla 19. Diseño experimental (DE-10) para el proceso de coagulación-floculación con y sin salinidad	48
Tabla 20. Caracterización inicial del agua residual	50

Tabla 21. Descripción cualitativa de turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento según DE-9	78
Tabla 22. Resultados de turbidez y calidad de lodo formado después de cada tratamiento según DE-10.....	80
Tabla 23. Propiedades químicas de los bioadsorbentes experimentados.....	91
Tabla 24. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-1	96
Tabla 25. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-1	96
Tabla 26. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-1	96
Tabla 27. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-2	101
Tabla 28. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-2	101
Tabla 29. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-2	101
Tabla 30. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-6	117
Tabla 31. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-6	117
Tabla 32. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-6	117
Tabla 33. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-7	121
Tabla 34. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-7	121
Tabla 35. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-7	121
Tabla 36. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-8	125
Tabla 37. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-8	125
Tabla 38. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-8	125
Tabla 39. Análisis del cumplimiento del marco normativo TULSMA para el agua tratada por bioadsorción	129
Tabla 40. Análisis del cumplimiento del marco normativo TULSMA para el agua tratada por bioadsorción y coagulación química.....	131

I. INTRODUCCIÓN

Antecedentes

Un litro de aceite usado contamina un millón de galones de agua y puede llegar a formar una mancha de 4000 m² (ETAPA, s.f.); de igual manera 5 litros de aceite usado y quemado contamina aproximadamente 275 mil metros cúbicos de aire que una persona respira en tres años (Instituto de Promoción de la Economía Social, s.f., pp. 1-4).

En Ecuador existen aproximadamente 1668 centros que se dedican al cambio de aceite y servicios extras de lavado, engrasado y pulverizado de vehículos (Benítez, 2012). Además, la mayoría de lavadoras y lubricadoras de autos no cuentan con el tratamiento del agua contaminada, es decir, no tienen licencia ambiental que es una norma de calidad. Según datos de la Dirección de Higiene, Salud y Medio Ambiente, en la ciudad de Ambato 148 establecimientos industriales contaminan el agua de los cuales el 14% corresponden a lavadoras y lubricadoras de vehículos.

En Quito, en el año 2013, el parque automotor estuvo compuesto aproximadamente de 550000 vehículos. El incremento del parque vehicular es de 9.2% anual, correspondiente a un aumento cercano a 50000 vehículos al año, lo que significa, cuatro veces superior al crecimiento poblacional (Instituto de la ciudad, s.f., p. 1). En consecuencia se prevé que estas cifras alarmantes han impulsado el incremento descontrolado de negocios de lavado y lubricado de autos que como producto de sus procesos generan aguas residuales con alto contenido de aceites y grasas; esto se ha convertido en uno de los principales problemas de contaminación ambiental.

Derivado de la cantidad y calidad de efluentes generados en las lavadoras y lubricadoras de autos ha surgido la necesidad de desarrollar procesos cada vez más eficientes para el tratamiento de estas aguas residuales con la finalidad de mitigar la contaminación del recurso hídrico. Actualmente, se evidencia que negocios de lavado y lubricado de vehículos producen gran cantidad de partículas y descargan el agua contaminada con grasa sin tratamiento previo a

las alcantarillas, ríos y a los suelos sin ningún control. Según PUCESE (2012, p. 14) la contaminación produce impactos en los ecosistemas que mantienen una gran diversidad de organismos induciendo cambios en la estructura de las comunidades, las funciones biológicas de los sistemas acuáticos y alterando el ciclo de vida, crecimiento y condición reproductiva.

La investigación mundial especialmente en países como Alemania, Francia, Suecia, España y Japón han centrado su interés en desarrollar proyectos para el tratamiento de aguas residuales aceitosas mediante procesos de coagulación, flotación, tratamientos biológicos, tecnologías de separación de membrana, procesos de oxidación avanzada como catálisis electroquímica y oxidación en agua supercrítica (Yu, Han y He, 2013, pp. 2–9). Se han logrado importantes avances en el tratamiento eficiente de residuos tóxicos, diesel, y degradación de polímeros (Shoucheng, 2014, p. 76).

El presente trabajo es un estudio que se dirige a mitigar la contaminación de las aguas residuales provenientes del lavado y lubricado de autos por medio de la bioadsorción. Se promueve la utilización de adsorbentes reciclados para remover aceites/grasas y demás material suspendido. Posteriormente, se utilizan tecnologías de coagulación- floculación lo que convierte al proyecto en una investigación económicamente viable debido a la combinación de estos métodos de tratamiento.

Alcance

El presente trabajo de titulación tiene como alcance el diseño de un proceso de tratamiento de aguas residuales provenientes del lavado y lubricado de autos utilizando bio-adsorción y tecnologías de coagulación-floculación. Se trabajará con un volumen aproximado de 20 litros de agua residual proveniente del sector San Isidro del Inca (Quito, Pichincha). El tratamiento estará en función de los principales contaminantes encontrados en la caracterización del agua residual mediante análisis físico-químico, y con relación a los parámetros de la legislación ambiental vigente. En este proyecto se evaluará el potencial de adsorción del bagazo de caña, aserrín y estopa de coco en la remoción de

aceites lubricantes. Se utilizarán diseños experimentales que permitirán determinar una óptima interacción de variables en el proceso de coagulación-floculación. Este estudio se realizará a escala experimental en las instalaciones del laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Las Américas y se presentará como aplicación tecnológica para el desarrollo de tratamientos de contaminantes y como referente para la industria de lavado y lubricado de autos.

Justificación

En Ecuador sólo el 8% de aguas residuales tienen un nivel de tratamiento (Cabrera, Garcés y Paredes, 2013, p. 5). Se estima que el 80% del sector industrial, de comercio y de servicio genera aguas residuales de proceso con alta carga orgánica y muchas veces con sustancias tóxicas que son descargadas directamente a las redes de alcantarillado público o a cualquier fuente hídrica (Jurado, 2005, p. 1).

Según estadísticas del Servicio de Rentas Internas existen 758 lubricadoras registradas a nivel nacional, siendo en la ciudad de Quito 175, éstas pequeñas empresas representan uno de los problemas ambientales significativos porque descargan aproximadamente el 35% de sus efluentes directamente a las fuentes hídricas con altas concentraciones de aceites lubricantes usados considerados potencialmente peligrosos para el medio ambiente debido a su persistencia y a la capacidad para propagarse en el suelo y agua (Moncayo, 2008, pp. 1-3).

Conocidos los impactos que puede ocasionar la descarga de efluentes provenientes del lavado y lubricado de autos, el nivel de contaminación generada al recurso hídrico derivado de esta actividad y el déficit de tratamiento en nuestro país debido a altos costes y en ocasiones a la ineficiencia alcanzada se ha identificado la necesidad de desarrollar procesos de remediación. Con el presente proyecto se propone una alternativa de tratamiento para disminuir el grado de contaminación de estas aguas residuales mediante procesos de bio-adsorción y coagulación-floculación,

métodos mediante los cuales se pretende encontrar las condiciones óptimas y factibles de tratamiento con la finalidad de incrementar la calidad del agua tratada y contribuir a mitigar los impactos ambientales, disminuir costes, e incrementar la eficiencia del sistema.

La presente investigación está sustentada en el Libro VI Anexo 1 del Texto Unificado de Legislación Secundaria, Medio Ambiente (TULSMA), donde se prohíbe la descarga de residuos líquidos sin tratar hacia el sistema de alcantarillado, o hacia un cuerpo de agua, provenientes del lavado y/o mantenimiento de vehículos terrestres. De igual manera, se fundamenta en la Guía de Buenas Prácticas Ambientales de la Dirección Metropolitana de Medio Ambiente del Distrito Metropolitano de Quito en la Resolución 001-DMMA-2007, Art. 4 donde se menciona que ningún establecimiento podrá verter al alcantarillado público ninguna sustancia contaminante sin tratamiento previo, más aún las substancias inflamables y con contenidos ácidos o alcalinos.

Finalmente, con este proyecto propuesto se pretende garantizar la sostenibilidad del medio ambiente (ONU, s.f.), el buen vivir, la preservación de los ecosistemas, la biodiversidad, la prevención del daño ambiental y por lo tanto el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado (Asamblea Nacional, s.f.).

Objetivos

Objetivo General

Diseñar un proceso de tratamiento de aguas residuales provenientes del lavado y lubricado de autos en San Isidro del Inca mediante procesos de bio-adsorción y tecnologías de coagulación-floculación.

Objetivos específicos

- Caracterizar el agua residual proveniente del lavado y lubricado de autos antes y después de su tratamiento mediante análisis físico-químico.
- Evaluar el potencial de bio-adsorción en la remoción de aceites lubricantes en el agua residual del lavado y lubricado de autos mediante

la aplicación de tres materiales adsorbentes reciclados: bagazo de caña, aserrín y estopa de coco.

- Determinar los factores óptimos en el proceso de coagulación-floculación para el tratamiento de aguas residuales provenientes del lavado y lubricado de autos mediante diseño experimental y modelos estadísticos.

II. DESARROLLO DEL TEMA

1. CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

La Figura 1, presenta un breve resumen del marco teórico utilizado en el presente trabajo.

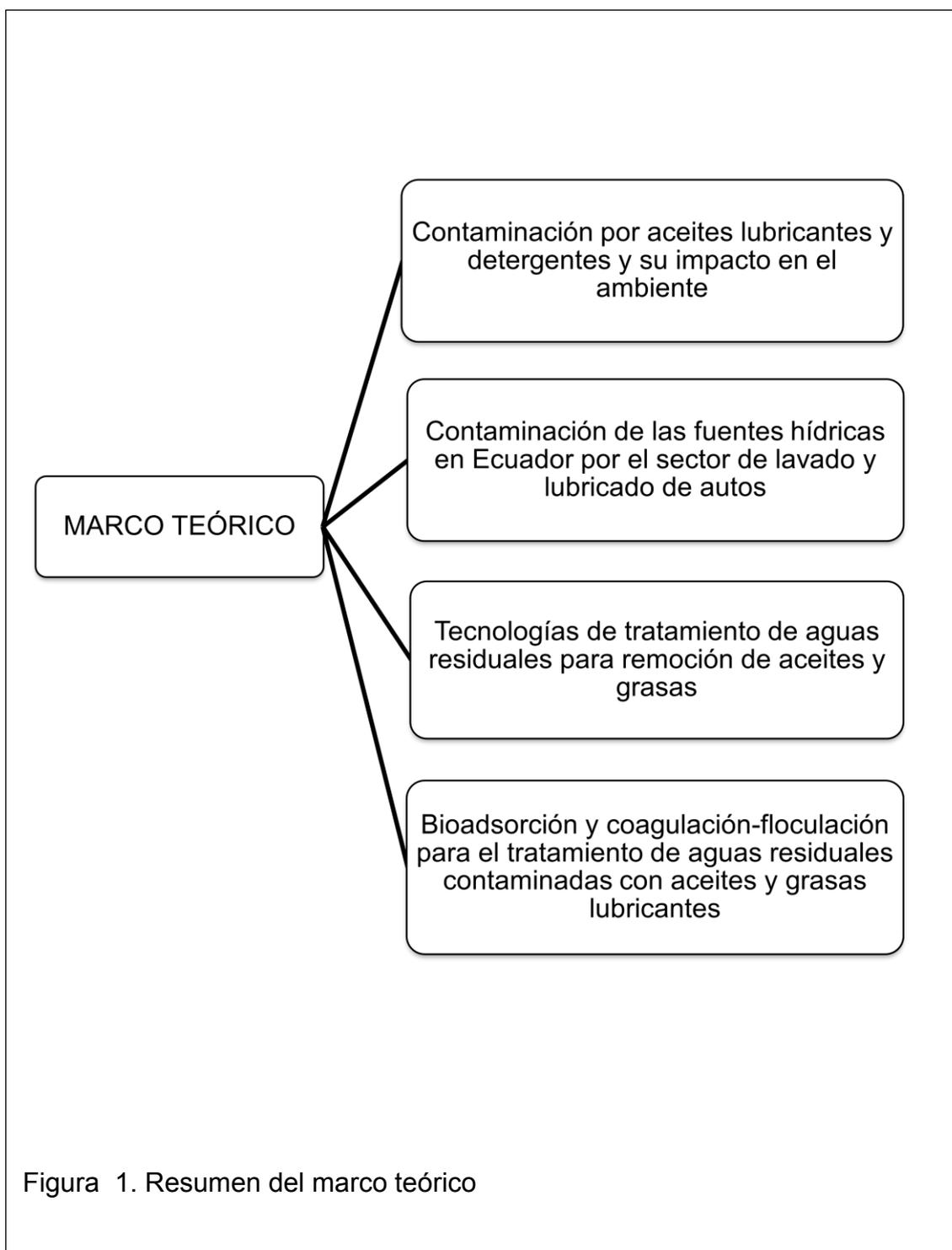


Figura 1. Resumen del marco teórico

1.1 Contaminación por aceites lubricantes y detergentes y su impacto en el ambiente

Un litro de aceite lubricante usado puede llegar a contaminar 1 000 000 de galones de agua (Santiago, Luna, y Sobac, 2012, p. 3). A nivel mundial, el manejo inadecuado de los efluentes contaminados por aceites lubricantes usados y detergentes generados por parte del sector de lavado y lubricado de autos se ha convertido en uno de los problemas ambientales significativos como consecuencia de su composición química, efectos en el ambiente y dispersión en todo el mundo (Vázquez, 1989, pp. 1–23).

En la actualidad, la contaminación por aceites lubricantes constituye uno de los residuos altamente contaminantes y abundantes debido a que la demanda mundial alcanza los 40 millones de toneladas cada año (Jiménez y Ibarra, 2012, p. 129). Una vez que el aceite lubricante ha perdido sus cualidades iniciales para las que fue diseñado, se genera un material denominado aceite lubricante usado que adquiere la condición de residuo. Por lo general, la composición de los aceites lubricantes usados no es única pues depende de la formulación del aceite lubricante del que proviene y del uso que se le establezca. Estos son considerados residuos peligrosos porque están formados por compuestos orgánicos como parafinas, naftalenos, Hidrocarburos Totales de Petróleo (TPH), Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs), hidrocarburos halogenados, entre otros (Vásquez, Guerrero y Quintero, 2010, p. 142; Moreira et al., 2011, pp. 376–382). Algunos metales pesados también forman parte de la composición de los aceites lubricantes usados los principales son cadmio, plomo, arsénico, hierro, zinc, cromo, aluminio, níquel, vanadio, cobre (Ramos y Márquez, 2002, p. 439; Moreira, Duarte, Nandenha y Macedo, 2008, p. 60).

Además, los efluentes del sector (talleres) de lavado y lubricado de autos están formados por contaminantes orgánicos como los detergentes. Estos constituyen un problema de contaminación ambiental porque al estar presentes en el medio receptor pueden generar toxicidad para la biota acuática (Peraza y

Delgado, 2012, p. 138; Polaco y Luna, 2006, p. 1). La formulación de los detergentes es variable, depende de la estructura química del ingrediente activo (Temara, Carr, Webb, Versteeg y Feijtel, 2001, pp. 635–642). Se denomina detergente a todo producto que tiene características de detergencia; está constituido por agentes tensoactivos, coadyuvantes, reforzantes, secuestrantes, aditivos, entre otros (Almarza, Martínez y Sánchez, 2002, p. 79; Pérez, 2007, p. 77). Los detergentes pueden dividirse en tres grupos aniónicos, no iónicos y catiónicos dependiendo del grupo polar hidrófobo, componente tensoactivo responsable de disminuir la tensión superficial para proporcionar la liberación de compuestos grasos (Marín, 2003, pp. 59–60). En la fabricación de los detergentes los tensoactivos constituyen la materia activa. El grupo de los tensoactivos comerciales más empleados son los aniónicos alquilbenceno sulfonatos lineales (LAS), mismos que comprenden más del 40% de todos los tensoactivos utilizados, el resto son no iónicos (alcoholes polioxietilénicos) y catiónicos (derivados de amoniocuaternario halogenados) (Scott y Jones, 2000, pp. 236–248; Carvajal, 2011, p. 93; Prazeres, Bortollotti y Pastore, 2006, pp. 505–506).

Los impactos ambientales ocasionados por el sector de lavado y lubricado de autos se enmarcan en la contaminación a las fuentes hídricas por las descargas descontroladas de agua residual contaminada con aceites lubricantes y detergentes hacia los ríos, alcantarillas y suelo. Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP's) uno de los principales contaminantes de los aceites lubricantes son considerados residuos peligrosos por el Convenio de Basilea porque son tóxicos, no biodegradables, cancerígenos pues ocasionan efectos adversos a la salud humana y un deterioro progresivo en el ambiente (Vásquez, Guerrero y Quintero, 2010, p. 142; Moreira et al., 2011, pp. 376–382; Abioye, Abdul y Agamuthu, 2010, pp. 173–179). Los metales pesados como el plomo y cromo al ser solubilizados en agua pueden ocasionar daños genéticos en las especies. Además, se produce una alteración en la cadena trófica debido a la bioacumulación y biomagnificación. Los niveles de fósforo procedentes del tripolifosfato, principal ingrediente de los detergentes ocasiona

la eutrofización en medios hídricos con consecuente proliferación de algas y malos olores. Por otro lado, generan problemas de espuma en los ríos, lagos, aguas superficiales ocasionando perturbación en el intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera, disminución del oxígeno disuelto y decrecimiento de la tensión superficial del agua. Estos contaminantes modifican los procesos respiratorios de los organismos como los peces aumentando la permeabilidad de las branquias, estructuras expuestas a una diversidad de sustancias presentes en el agua (Carvajal, 2011, p. 95; Romero, 1996, p. 56; Peraza y Delgado, 2012, p. 138; Espina, Díaz, Rosas y Rosas, 1986, p. 26; Mason, 1981. p. 250; Marking, 1979, pp. 62–76).

Como consecuencia de los contaminantes provenientes de las descargas descontroladas de los talleres de lavado y lubricado de autos surge la necesidad de establecer sistemas de tratamiento eficientes y económicos que permitan mitigar el grado de contaminación en los ecosistemas acuáticos promoviendo la preservación del daño ambiental, la biodiversidad, la sostenibilidad del ambiente y el buen vivir (Asamblea Nacional, s.f.).

1.2 Contaminación de las fuentes hídricas en Ecuador por el sector de lavado y lubricado de autos

En Ecuador se estima que aproximadamente 55.2 millones de metros cúbicos/año se descargan como aguas residuales industriales (SIMCE, s.f., p. 1). En el país sólo el 8% de las aguas residuales domésticas e industriales presentan un grado de tratamiento, debido a altos costes, al déficit de control y regulación a nivel nacional y a la carencia de una política de protección estricta del recurso agua (Secretaría Nacional del Agua, 2012, p. 3). Se considera que por debajo de la cota 2800 msnm, aproximadamente un 70% de las cuencas hidrográficas se encuentran contaminadas por sustancias tóxicas como hidrocarburos, desechos sólidos, entre otros. Por otro lado, el 80% de empresas industriales entre las que se destacan lavadoras y lubricadoras de autos generan aguas altamente contaminantes de proceso (Cabrera, Garcés y Paredes, 2013, p. 5). Estas aguas no tienen un adecuado nivel de tratamiento y se descargan

directamente a las redes de alcantarillado público o a cualquier cuerpo de agua, lo que afecta al equilibrio ecológico (Jiménez y Ibarra, 2012, p. 130). Ante lo cual la Constitución de la República del Ecuador, el Texto Unificado de Legislación Secundaria, Medio Ambiente (TULSMA), la Resolución 001-DMMA-2007 y el Plan Nacional del Buen Vivir establecen de manera conjunta la prevención del daño ambiental y la sostenibilidad del medio ambiente. No obstante, como se mencionó menos del 10% de aguas residuales en el país no presentan un tratamiento.

En Quito, se estima que el crecimiento acelerado del parque automotor correspondiente al 9.2% anual, y equivalente a un aumento aproximado de 50000 autos al año ha sido precursor del incremento descontrolado de lavadoras y lubricadoras de autos (Instituto de la ciudad, s.f., p. 1). Como consecuencia se genera contaminación a las fuentes de agua por las descargas residuales de aceites lubricantes usados que se mezclan con las aguas del proceso de lavado (detergentes) convirtiéndose en fuentes contaminantes para el ambiente porque son vertidas al alcantarillado sin control ni tratamiento previo. La contaminación se agrava más porque la mayoría del sector de lavado y lubricado de autos funciona con la infraestructura mínima y sin las normas de calidad establecidas por la legislación ambiental (Moncayo, 2008, pp. 2-3). Además, la falta de una adecuada zonificación industrial y control por parte de la entidad ambiental ha contribuido a dispersar la contaminación descontrolada en la ciudad (Giuseppina, 1995, p.51).

Debido al nivel de contaminación de las aguas residuales en el país y al déficit de control para el sector de lavado y lubricado de autos surge el interés de establecer estudios sobre el tratamiento de estos efluentes con el fin de mitigar los impactos ambientales.

1.3 Tecnologías de tratamiento de aguas residuales para remoción de aceites y grasas

En los últimos años el aumento del volumen de agua residual aceitosa se ha convertido en un tema de preocupación ambiental que ha centrado la atención en desarrollar proyectos de tratamiento para efluentes líquidos contaminados. Dentro de este contexto, estudios indican que en los talleres de lubricado de autos desechan aproximadamente 12 litros diarios de aceites usados (Martínez, 2007, p. 17; Jiménez y Ibarra, 2012, p. 132).

En la actualidad, investigaciones muestran que los aceites lubricantes usados son uno de los contaminantes más abundantes que se producen y vierten al medio acuático (Maroto y Rogel, 2008, pp. 297-301). Estados Unidos (EE.UU), Japón, España y la Unión Europea consumen al año un promedio de 3,6 millones de lubricantes; esto indica que los aceites usados constituyen más del 60% de los que se consumen (Jiménez y Ibarra, 2012, p. 129). En respuesta a esta demanda, se está aplicando a nivel mundial tecnologías de tratamiento convencionales para remediar aguas residuales con concentraciones de aceites y grasas lubricantes entre las que se destacan: flotación por aire, oxidación química, separación de membrana, adsorción física, coagulación química, microfiltración, ultrafiltración, ósmosis inversa, electrocoagulación, coalescencia, flotación por aire inducido, biorreactores de membrana, entre otros (Zhao y Li, 2011, pp. 158–159; Santander, Rodrigues y Rubio, 2011, pp. 237-243). Sin embargo, muchas de estas tecnologías tradicionales han presentado problemas relacionados con el costo y la eficiencia respecto a la remoción del contenido de aceite en suspensión y elementos disueltos, lo cual ha conducido a la aplicación de sistemas de tratamiento combinados (Sabir, 2015, pp. 1–2).

Países como Alemania, Francia, Suecia, España y Japón han centrado su interés en la aplicación de proyectos para el tratamiento de aguas residuales aceitosas utilizando tecnologías tradicionales (Tabla 1) y una combinación de las mismas (Yu et al., 2013, p. 8). A continuación se resumen los resultados obtenidos.

Tabla 1. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales aceitosas aplicadas en Alemania, Francia, Suecia, España y Japón

Coagulación		
Tipo de tratamiento	Efecto del tratamiento	Eficiencia
Silicato de zinc y poliacrilamida aniónica	Remoción de aceite	99%
Poli-cloruro de aluminio silicato de zinc	Remoción de DQO	71.8%
Tratamientos biológicos		
Biorreactor de membrana	Remoción de DQO	97%
Filtro reactor biológico aireado	Remoción de aceite	94%
Separación de membrana		
Ultrafiltración	Remoción de aceite	92%
Microfiltración	Remoción de aceite	97%
Membrana Nano-porosa	Remoción de DQO	76.9%

Tomado de Yu et al., 2013, pp. 3–7; Forero, Diaz y Blandón, 1999, pp. 67–71.

En contraste, otros países han aplicado las siguientes tecnologías de tratamiento.

Tabla 2. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales utilizadas para remover aceites y grasas

País	Tecnología	Observaciones	Eficiencia	Referencia
Arabia Saudita	Adsorción (fibras de celulosa acetiladas)	- Fibras de celulosa acetiladas son oleofílicas, económicas y disponibles.	Aceite: 90%	(Sabir, 2015, pp. 1–28)
China	Coalescencia	-Alto valor de uso de aceite recuperado. Sin embargo, la información sobre los equipos de coalescencia y su aplicación es aún limitada en la actualidad.	SS: 99.9% Aceite: 78.9% Hierro total: 99.8%	(Zhao y Li, 2011, pp. 158–161)
Hungría	Ozonificación (OZ) y Microfiltración (MF)	-Se demostró que el DQO puede ser	Aceite OZ y MF:	(Kiss, Kocsis,

		eliminado de forma eficaz mediante la combinación de estas dos tecnologías respecto a sólo utilizar la Microfiltración.	96% MF: 86%	Keszthelyi, Hodúr y László, 2014, pp. 1–7)
Egipto	Flotación por aire disuelto (DAF)	-Un incremento en la concentración de jabón disminuye el rendimiento de separación de aceite del sistema DAF debido al efecto emulsionante del jabón. -La eficiencia de separación de aceite tiende a ser mayor en el pH neutro o ácido.	Aceite: 65-80%	(Hanafy y Nabih, 2007, pp. 143–159)
Colombia y Turquía	Electrocoagulación	-Eficiente en la destrucción de materia orgánica y microorganismos patógenos. -Preferible usar un reactor de aluminio debido a la eficiencia en la remoción de aceite y menor consumo de energía respecto a un reactor de hierro.	Aceite: 100%	(Morante, 2002, pp. 484–487) (Öğütveren y Kopal, 1997, p. 2519) (Restrepo, Arango y Garcés, 2006, pp. 59–71)

México	Adsorción (goma arábica, cabello natural y artificial)	-Métodos eficientes, prácticos y económicos.	Aceites y grasas: >90%	(Vidales, Leos y Campos, 2010, pp. 29-33)
Brasil	Flotación centrífuga	-El polielectrolito catiónico resultó eficiente en la separación de aceite.	Aceite: 83%	(Melo, Sant'Anna y Massarani, 2003, pp. 867-875)
Irán	Ultrafiltración y ósmosis inversa	-La calidad del agua tratada fue alta. -Esta tecnología ayudó a remover compuestos orgánicos e inorgánicos muy disueltos y el agua tratada de este proceso fue reusada.	Aceite y grasa: 100% Carbono orgánico total: 98% DQO: 98% TDS: 95% Turbidez: 100%	(Salahi, Badrnezhad, Abbasi, Mohammadi y Rekabdar, 2011, pp. 75-81)
Irán	Microfiltración (MF) y Ultrafiltración (UF)	-Se identificó que el proceso combinado de MF y UF fue eficiente para aguas residuales compuestas por aceites estables concentradas en emulsiones de agua.	Aceite y grasa: 99.9% DQO: 99.9% TDS: 99.4% TSS: 100% Turbidez: 100%	(Masoudnia, Raisi, Aroujalian y Fathizadeh, 2014, pp. 1-3) (Abbasi et al., 2012, p. 29)

1.4 Bioadsorción y coagulación-floculación para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con aceites y grasas lubricantes

El acelerado incremento de la contaminación sobre las fuentes hídricas motiva a buscar técnicas de tratamiento de aguas residuales de bajo costo que ofrezcan la posibilidad de recuperar los recursos naturales degradados (Martínez, 2007, p. 17). Uno de los métodos económicos y eficientes lo constituye la bioadsorción. Se denomina bioadsorción a la utilización de materiales adsorbentes naturales de desecho (Sabir, 2015, p. 4). La bioadsorción se fundamenta en adherir los contaminantes en los sitios activos de la superficie del adsorbente debido a fuerzas de atracción (Lamarque et al., 2008, p. 55). Sin embargo, el soluto disociado para ser atraído o repelido por interacciones electrostáticas depende del pH del agua. Así mismo, la capacidad de adsorción no depende sólo del área específica del adsorbente, sino también de su naturaleza físico-química (Ramos, Velázquez, Mendoza y Guerrero, 2002, pp. 159).

Dentro de este contexto, la literatura indica que existen insuficientes estudios respecto a la utilización de adsorbentes naturales para el tratamiento de aguas contaminadas con aceites y grasas provenientes del sector de lavado y lubricado de autos. La Tabla 3 muestra que la investigación científica se ha enfocado más en la utilización de adsorbentes para remover metales pesados. A continuación se muestran algunos estudios realizados:

Tabla 3. Estudios a nivel mundial sobre la utilización de adsorbentes naturales en el tratamiento de aguas residuales

País	Material adsorbente	Remoción	Eficiencia	Referencia
Cuba	Bagazo de caña de azúcar	Aceite	90%	(Armada, Barquinero y Capote, 2008, pp. 96–99)
Paquistán	Fibra de coco	Plomo	96.91%	(Khalid y Rahman, 2010, pp. 2104–2112)
Sudáfrica	Cáscara de coco	Cromo	90%	(Kumar y Meikap, 2014, pp. 3122–3132)
Libia	Aserrín	Zinc	45.1%	(Hashem, Elhmmali, Hussein y Senousi, 2006, pp. 821–827)
Argelia	Aserrín	Zinc	50%	(Bouziane, Bendebane, Ismail y Delimi, 2012, pp. 189–199)
India	Aserrín	Colorante azul de metileno	98,12%	(Raghuvanshi, Singh, Kaushik y Raghav, 2005, pp. 329–339)
Brasil	Biomasa de alga marina	Hierro y Cobre presentes en aceites lubricantes	Fe: 37.54% Cu: 31.73%	(Moreira et al., 2008, pp. 57–68)

Por otro lado, en una emulsión de aceite en agua no se pueden separar efectivamente las partículas por técnicas de separación sólido-líquido por ejemplo por decantación o filtración. Generalmente, se utilizan métodos químicos como la coagulación, proceso mediante el cual se utiliza reactivos químicos como sales de hierro o aluminio para generar mecanismos de desestabilización coloidal entre los que se destaca la comprensión de la doble capa eléctrica y la neutralización de la carga superficial de las partículas coloidales. Luego, como consecuencia de la agrupación de las partículas

descargadas y la colisión entre ellas se logra la formación y el crecimiento de flóculos de mayor tamaño, proceso conocido como floculación (Martínez, 2007, p. 19; Lorenzo, 2006, pp. 11-16; Ravina, 1993, pp. 9-24; Aguilar, Saéz, Lloréns, Soler y Ortuño, 2002, pp. 19-26).

A nivel mundial, países como Japón, Alemania, Suecia, Francia y España han aplicado tecnologías de coagulación utilizando distintos tipos de coagulantes para el tratamiento de aguas residuales aceitosas obteniendo eficiencias hasta del 99% en la remoción de aceites (Yu et al., 2013, pp. 3). Sin embargo, no existen estudios específicos, eficientes y económicos para el tratamiento de aceites/grasas y demás material suspendido procedente de los efluentes del sector de lavado y lubricado de autos.

2. CAPÍTULO II: METODOLOGÍA

La Figura 2, presenta un breve resumen de la metodología utilizada en el presente trabajo.

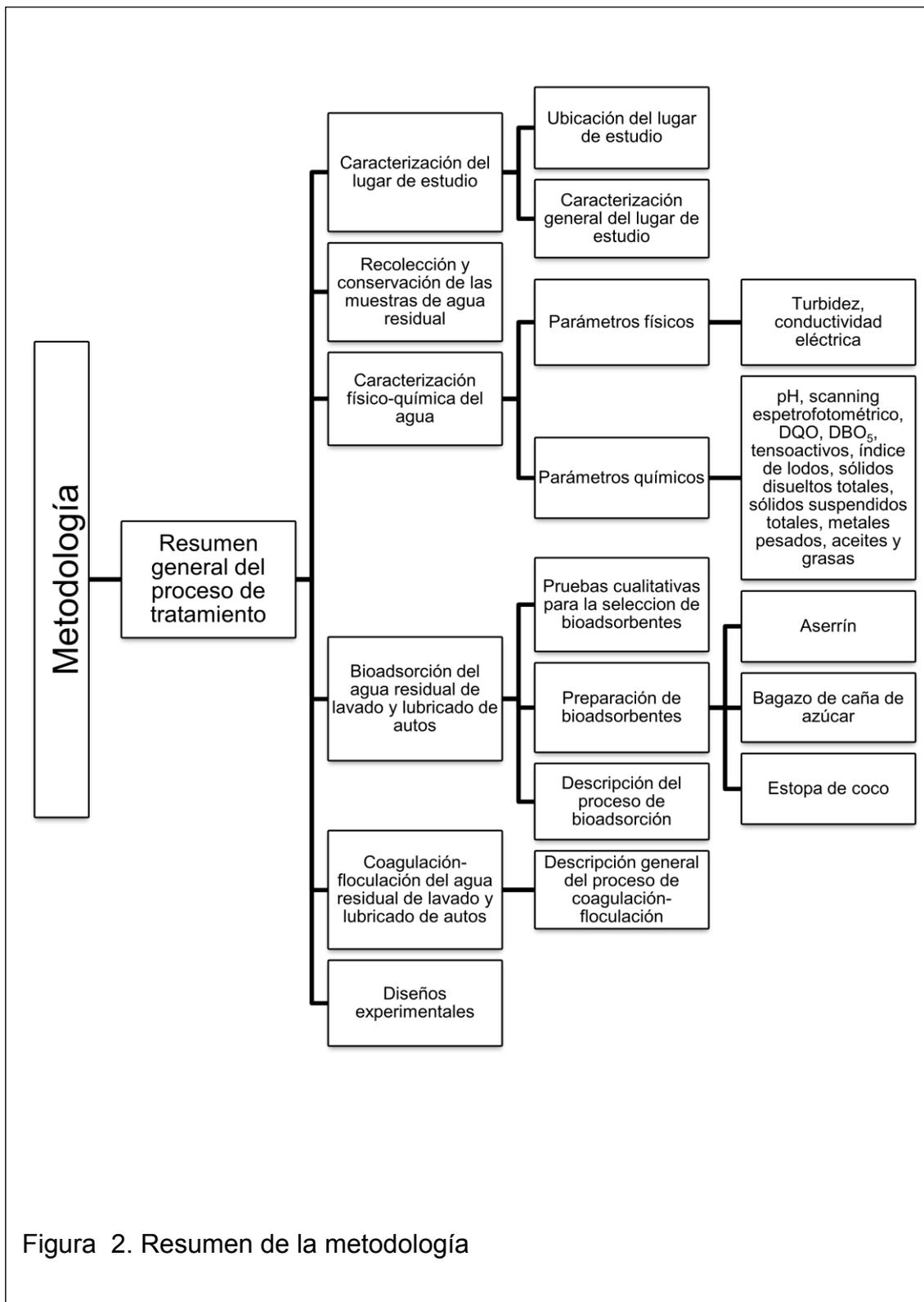


Figura 2. Resumen de la metodología

2. Estudio de un tratamiento de aguas residuales del sector de lavado y lubricado de autos

Las muestras utilizadas en este trabajo de titulación provienen de los efluentes de un taller de lavado y lubricado de autos del Sector San Isidro del Inca (Quito, Pichincha). El tratamiento consistió en utilizar un proceso denominado bioadsorción y tecnologías de coagulación-floculación mediante un equipo de prueba de jarras (VELP SCIENTIFICA-JLT 6, Italia).

La bioadsorción se llevó a cabo para disminuir la cantidad de aceites y grasas lubricantes en el agua residual. Este proceso, se llevó a cabo mediante tres adsorbentes naturales reciclados: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Los bioadsorbentes se seleccionaron en base a pruebas preliminares cualitativas. Se experimentó la dosis (0.3 g y 0.5 g) y tamaño de partícula (0.30 mm y 1.18 mm) de cada bioadsorbente. Para establecer los tamaños de partícula se utilizaron tamices (Humboldt, Estados Unidos). La dosis del bioadsorbente se pesó mediante una balanza analítica (Ohaus Adventurer Pro, Ecuador). El proceso de bioadsorción consistió en colocar la cantidad de bioadsorbente en 500 mL de agua residual. Se experimentó en una prueba de jarras a 150 rpm durante 20 min, tiempo de mezclado. Luego se dejó reposar por 10 min y se removió el bioadsorbente del agua residual a través de una cernidera de plástico de 0.20 mm. El agua cernida fue utilizada para la segunda etapa denominada coagulación-floculación.

En la coagulación se experimentaron dos tipos de coagulantes químicos: policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3). Estos coagulantes se utilizaron a las siguientes concentraciones: 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. El tiempo de mezclado en la etapa de coagulación se llevó a cabo durante 5 min. La floculación se realizó durante 3 min utilizando poliacrilamida (PA) al 0.1% como floculante. Para añadir el coagulante y floculante se empleó una micropipeta de 100-1000 μL (Glassco, India). El equipo de prueba de jarras trabajó durante los primeros 5 min a 200 rpm para generar la desestabilización de las partículas coloidales y luego se disminuyó la velocidad hasta 40 rpm

para lograr una floculación. Después de 12 min de sedimentación, se produjo lodo compacto y estable.

Adicionalmente, se realizaron algunos experimentos dosificando cloruro de sodio (NaCl) después de la etapa de bioadsorción con la finalidad de determinar si la salinidad presenta un efecto significativo en el proceso de tratamiento. Se experimentó la salinidad al 0.5% (2.5 g NaCl) y 1.5% (7.5 g NaCl) en 500 mL de muestra de agua residual.

A continuación se describe con mayor detalle el proceso de tratamiento.

2.1 Caracterización del lugar de estudio

El presente estudio se realizó en la provincia de Pichincha, ciudad de Quito, concretamente en la parroquia San Isidro del Inca, ubicada al norte de la ciudad. En la Figura 3 se muestra la ubicación del lugar de estudio seleccionada.

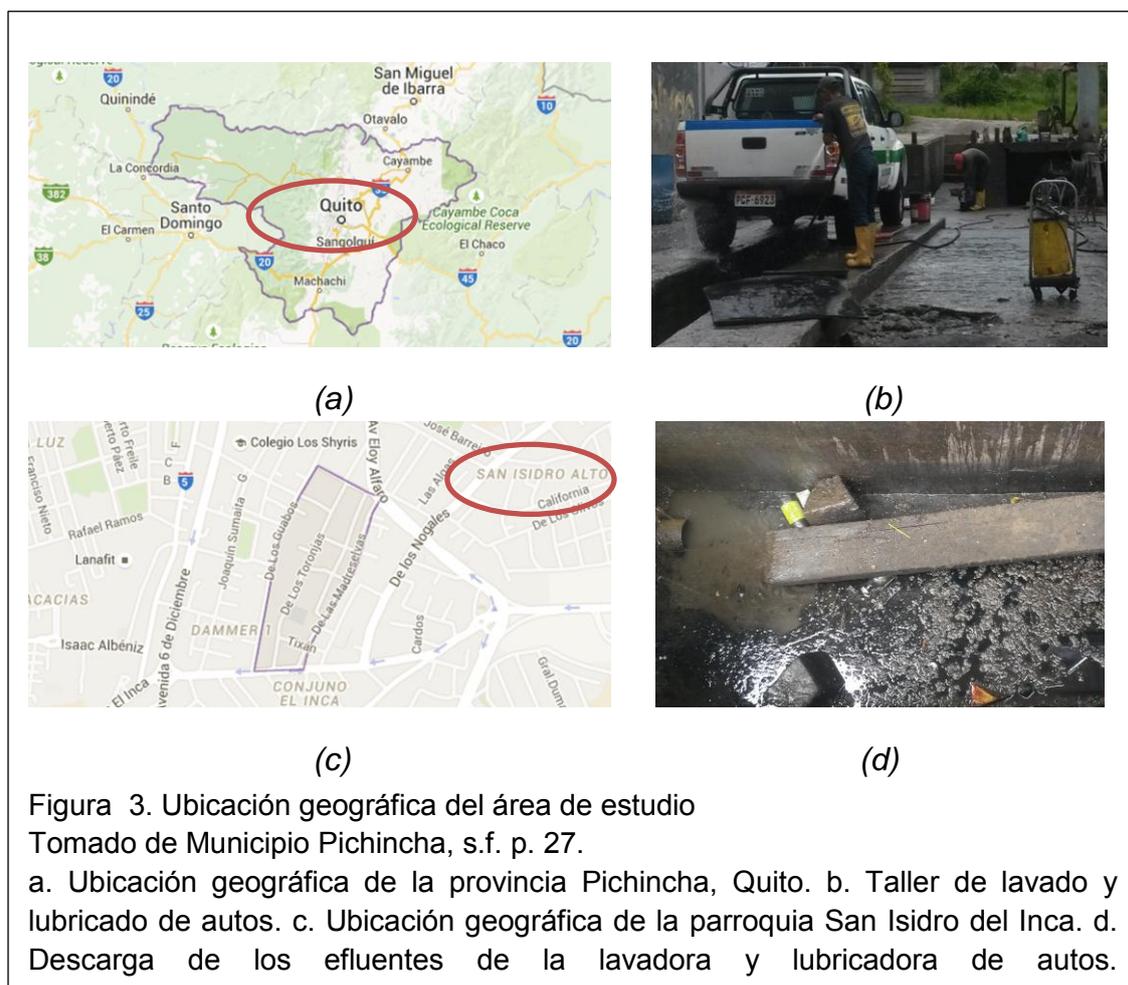


Figura 3. Ubicación geográfica del área de estudio

Tomado de Municipio Pichincha, s.f. p. 27.

a. Ubicación geográfica de la provincia Pichincha, Quito. b. Taller de lavado y lubricado de autos. c. Ubicación geográfica de la parroquia San Isidro del Inca. d. Descarga de los efluentes de la lavadora y lubricadora de autos.

La lavadora y lubricadora de autos donde se recolectó el agua residual para el presente trabajo de titulación es un taller de pequeña magnitud. Se realizan las siguientes operaciones: Cambio de aceite, lavado, engrasado y pulverizado (lubricado). No cuenta con una trampa de grasa y descarga sus efluentes directamente al alcantarillado público. Según el Sr. Melvin Chiliquinga propietario de la lavadora y lubricadora, se lava un promedio de 15 carros al día entre lavado express (lavado rápido) y completo (lavado, engrasado y pulverizado). El volumen promedio de agua que se utiliza en el proceso de lavado es aproximadamente 30 litros por carro. Se utiliza la marca deja como detergente y grafito mezclado con agua para lubricar o pulverizar el chasis y las partes metálicas de los carros. La marca de aceite lubricante que más se utiliza para el cambio de aceite es "Mobil Delvac". En el cambio de aceite se utiliza un promedio aproximado de 2 galones de aceite lubricante por carro y se realiza esta actividad, en promedio, a 5 carros al día. En la Figura 4, se presenta algunas imágenes del taller de lavado y lubricado de autos.



Tabla 4. Descripción de las operaciones realizadas en la lavadora y lubricadora de autos

OPERACIÓN	DESCRIPCIÓN
1. Cambio de aceite	<ul style="list-style-type: none"> Se remueve el aceite lubricante usado del vehículo y se coloca un nuevo.
2. Lavado	<ul style="list-style-type: none"> Se remoja el vehículo con agua, se aplica detergente y se enjuaga con agua.
3. Engrasado	<ul style="list-style-type: none"> Se coloca grasa en las partes metálicas del vehículo mediante una máquina a presión.
4. Pulverizado o lubricado	<ul style="list-style-type: none"> Se lubrica el chasis y motor del vehículo con grafito mezclado con agua

Tabla 5. Marcas de aceites lubricantes utilizadas para el cambio de aceite por la lavadora y lubricadora de autos

MARCAS DE ACEITES LUBRICANTES
Amalie
Havoline
Golden Bear
Penzoil
UBX Silver
Texamodil
Kendall
Ursa
Ultravida
* Mobil Delvac

Nota: * Aceite lubricante más utilizado

2.2 Recolección y conservación de las muestras de agua residual

El proceso de recolección y conservación de las muestras de agua residual provenientes del lavado y lubricado de autos se basó en las especificaciones de la Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2 169:98. La recolección de las muestras se realizó mediante muestreo simple homogeneizado en botellas de plástico de 6 litros correctamente etiquetadas. Antes del muestreo de agua residual, se prepararon las botellas de plástico lavando con detergente y enjuagando tres veces con la misma muestra de agua residual con la finalidad de minimizar la contaminación de la misma. Se utilizó aproximadamente 77 litros de agua residual. Las muestras recolectadas se colocaron en un cooler 70-Quart Xtreme (Coleman, Estados Unidos) hasta ser transportadas al Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Las Américas. En el Laboratorio las muestras se conservaron en un refrigerador a 3°C máximo por una semana, transcurrido este tiempo las muestras de agua residual fueron recogidas nuevamente del lugar de estudio. Las muestras se recolectaron durante los meses de abril y mayo del 2015.

2.3 Caracterización físico-química del agua

2.3.1 Parámetros físicos

2.3.1.1 Medición de turbidez mediante espectrofotometría UV-VIS

La turbidez se determinó mediante un espectrofotómetro (Nanocolor UV- Vis II, Macherey-Nagel, Alemania). Se programó el equipo en la opción de turbidez. Luego se midió el cero (agua ultra-pura tipo I) y después el tubo de ensayo de 15 mL de muestra de agua. Cada medición tuvo tres réplicas en unidades nefelométricas (NTU).

2.3.1.2 Medición de conductividad eléctrica mediante potenciometría

Se determinó este parámetro mediante un electrodo conductimétrico utilizando un medidor multiparámetro HI 2550 pH/ORP y EC/TDS/NaCl (Hanna Instruments, Alemania), según el método estándar APHA 2510-B. Antes de ser

usado el medidor multiparámetro, se calibró el equipo y se lavó el electrodo con agua destilada. Se sumergió el electrodo de conductividad en la muestra de agua y se midió. Cada medición tuvo tres réplicas en unidades de microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

2.3.2 Parámetros químicos

2.3.2.1 Medición de pH mediante potenciometría

Se realizó según el método APHA 4500 H^+ . Una vez calibrado el medidor multiparámetro HI 2550 pH/ORP y EC/TDS/NaCl (Hanna Instruments, Alemania), se lavó el electrodo selectivo de pH con agua destilada. Luego se sumergió el electrodo de pH en la muestra de agua y se midió. Cada medición tuvo tres réplicas en unidades de pH.

2.3.2.2 Scannig espectrofotométrico UV-VIS

El scannig espectrofotométrico se determinó mediante un espectrofotómetro (Nanocolor UV- Vis II, Macherey-Nagel, Alemania). Se programó la opción de SCAN en el espectrofotómetro. Luego se midió el cero (agua ultra-pura tipo I) y después el tubo de ensayo de 15 mL de muestra de agua a una longitud de onda de 281 -1100 nm. Este parámetro se midió para el agua ultra-pura tipo I, agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química.

2.3.2.3 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) mediante fotometría

Este método se fundamenta en la determinación fotométrica del decrecimiento de la concentración de materia orgánica con dicromato (VII) de potasio, ácido sulfúrico y sulfato de plata (Nanocolor, Macherey-Nagel COD Ref. 985 029. Test 0-29). En un tubo de reacción, se colocó 2 mL de muestra de agua residual. Se agitó verticalmente hasta completar la disolución. Luego el tubo de ensayo se colocó en un bloque calefactor (Nanocolor, Macherey-Nagel Ref. 91913, Alemania) durante 30 min a una temperatura de 160°C . Finalizada esta

reacción, se agitó el tubo de ensayo durante 10 min y se dejó reposar hasta alcanzar una temperatura ambiente (20°C-25°C). Limpio el tubo de ensayo, se midió en un fotómetro (Nanocolor 500D, Macherey-Nagel Ref. 919500, Alemania) a una longitud de onda de 620 nm. Este parámetro se midió para el agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química. La concentración de la demanda química de oxígeno (DQO) fue en mg/L O₂.

2.3.2.4 Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) mediante respirometría

La determinación respirométrica de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) se realiza mediante el cambio de presión en microcosmos, generado por la degradación de materia orgánica en muestras de agua según el método descrito en WTW (Weilheim, Alemania). En un microcosmo ámbar, se agregó (1) para el agua residual 97 mL de muestra sin filtrar (2) para el agua tratada por bioadsorción 250 mL de muestra sin filtrar (3) para el agua tratada por bioadsorción y coagulación química 432 mL de muestra sin filtrar de acuerdo a los rangos de medición establecidos en el método WTW. Se colocó un agitador magnético en el microcosmo ámbar. Se adicionó 5 gotas de alil-tiourea (ATU) para inhibir la nitrificación. Se colocó 2 lentejas de hidróxido de sodio en el mango de goma como adsorbente de dióxido de carbono, producto de la digestión de materia orgánica. Se encerró el microcosmo y luego se ubicó en una incubadora (BMT, INCUCCELL 55- Standard, Estados Unidos) a 25°C durante 5 días. El valor obtenido en el registrador digital del microcosmo se registró diariamente y se multiplicó por el factor según el volumen de muestra utilizado. La concentración de DBO₅ se midió en unidades de mg/ L O₂.

En la Tabla 6, se muestran los factores de conversión y volúmenes de muestra a utilizar de acuerdo al valor esperado de DBO₅.

Tabla 6. Factores de conversión en base al DBO₅ esperado

Volumen de muestra (mL)	Factor	Rango esperado (mg/L O ₂)
432	1	0-40
365	2	0-80
250	5	0-200
164	10	0-400
97	20	0-800
43.5	50	0-2000
22.7	100	0-4000

Tomado de Omnilab, 2003, p. 12.

2.3.2.5 Determinación de tensoactivos catiónicos (CTAB) mediante fotometría

Los tensoactivos catiónicos se determinaron mediante fotometría (Nanocolor, Macherey-Nagel COD Ref. 985 034.Test 0-34). En un tubo de reacción, se colocó 4 mL de muestra de agua. El pH de la muestra debe estar entre 2-9. Luego se añadió 500 µL de R2. Cerrado el tubo de ensayo, se mezcló volteando el tubo durante 2 min. Una vez limpio el tubo de ensayo, se dejó reposar durante 10 min para alcanzar la separación de fases. Finalmente, se midió en un fotómetro a una longitud de onda de 620 nm. Este parámetro se analizó para el agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química. La concentración de tensoactivos catiónicos se midió en unidades de mg/L CTAB.

2.3.2.6 Determinación de tensoactivos aniónicos (MBAS) mediante fotometría

Los tensoactivos aniónicos se determinaron mediante fotometría (Nanocolor, Macherey-Nagel COD Ref. 985 032.Test 0-32). En un tubo de reacción, se colocó 4 mL de muestra de agua. Para este método el pH de la muestra debe estar situado entre 4-9. Después se añadió 500 µL de R2. Se cerró el tubo de ensayo. Se mezcló volteando el tubo durante 1 min. Limpio el tubo por la parte exterior, se dejó reposar durante 10 min hasta alcanzar la separación de fases.

Finalmente, se midió en un fotómetro a una longitud de onda de 620 nm. Este parámetro se midió para el agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química. La concentración de tensoactivos aniónicos fue en mg/L MBAS.

2.3.2.7 Determinación de tensoactivos no iónicos mediante fotometría

Los tensoactivos no iónicos se determinaron mediante fotometría (Nanocolor, Macherey-Nagel COD Ref. 985 047. Test 0-47). En un tubo de reacción, se colocó 4 mL de muestra de agua. El pH de la muestra en este método debe estar entre 4-9. Cerrado el tubo de ensayo, se mezcló volteando durante 2 min. Luego se limpió el tubo de ensayo por la parte exterior. Se dejó reposar el tubo durante 2 min hasta alcanzar la separación de fases. Finalmente, se midió en un fotómetro a una longitud de onda de 620 nm. Este parámetro se analizó para el agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química. La concentración de tensoactivos no iónicos se midió en mg/L.

2.3.2.8 Determinación del índice de lodos mediante gravimetría

La medición de este parámetro consistió en determinar la cantidad de lodos que se formaron después del tratamiento. Esta determinación se basó en los Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, método APHA 2540 B. Se lavó la cápsula de 150 mL con jabón. Luego se dejó en remojo con ácido nítrico 1M, se enjuagó con agua del grifo y finalmente con agua destilada dos veces. Una vez lavada la cápsula, se colocó en un horno de secado (BMT, ECOCELL 55, Estados Unidos) a 105°C durante 1 hora. Después la cápsula fue llevada a un desecador (Simax, Estados Unidos) hasta que se enfríe a temperatura ambiente. Pesado el crisol en una balanza analítica, se transfirió el lodo formado después del tratamiento. Se ubicó en el horno de secado a 98°C para evaporar el líquido de la muestra de lodo y evitar ebullición. Una vez evaporada la muestra, se programó el horno a 105°C durante 24 horas. Luego, se dejó enfriar en el desecador durante 1 hora. Finalmente se pesó en la balanza analítica. El índice de lodos se determinó sólo para los mejores

tratamientos de cada diseño experimental propuesto, tomando como respuesta principal la turbidez y calidad del lodo formado.

Los cálculos se realizaron mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Índice de lodos } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(A-B)*1000}{V \text{ (mL)}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

A: Peso de la cápsula más residuo seco (mg)

B: Peso de la cápsula vacía (mg)

V: Volumen de la muestra de lodo (mL)

2.3.2.9 Determinación de sólidos disueltos totales mediante gravimetría

Este método se basa en utilizar los sólidos filtrables que pasan a través de un filtro (fibra de vidrio) y que quedan después del secado a 180°C. Se determinó mediante el método de referencia Standard Methods 2540-C.

a) Preparación del filtro

Se preparó el filtro de fibra de vidrio (Microclar, Argentina), colocando el filtro en un equipo de filtración al vacío (Glassco, India). Se lavó el filtro con 40 mL de agua destilada aplicando vacío. Se secó en un horno de secado a 105°C durante una hora. Una vez secado el filtro, se colocó en un desecador durante 30 min. Antes de ser utilizado el filtro, se pesó en una balanza analítica.

b) Preparación de la cápsula para evaporación

Se lavó la cápsula para evaporación de 150 mL con jabón. Se dejó en remojo con ácido nítrico 1M, se enjuagó con agua del grifo y finalmente con agua destilada dos veces. Una vez lavada la cápsula, se colocó en un horno de secado a 105°C durante 1 hora. Después la cápsula fue llevada a un desecador hasta que se enfríe a temperatura ambiente. Se pesó la cápsula en una balanza analítica antes de ser utilizada.

c) Análisis de la muestra

Se utilizó un equipo de filtración al vacío. En este equipo, se colocó el filtro de fibra de vidrio para filtrar 100 mL de muestra de agua. Se succionó por 3 min después de la filtración hasta absorber toda el agua posible. Se transfirió a la cápsula de evaporación 100 mL de agua filtrada. Esta cápsula se colocó en un horno de secado (BMT, ECOCELL 55, Estados Unidos) a 98°C hasta evaporar el líquido de la muestra de agua. La muestra evaporada, se secó a 180°C durante una hora. Secada la muestra, se transfirió a un desecador hasta que se enfríe. Finalmente, se pesó en una balanza analítica. Los sólidos disueltos totales se determinaron para el agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química.

Los sólidos disueltos totales se calcularon mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Sólidos disueltos } \left(\frac{\text{g}}{\text{L}} \right) = \frac{(A-B)*1000}{C} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

A: Peso de la cápsula más residuo seco (g)

B: Peso de la cápsula vacía (g)

C: Volumen de filtrado utilizado (mL)

2.3.2.10 Determinación de sólidos suspendidos totales mediante gravimetría

Los sólidos totales en suspensión son los sólidos que quedan en un filtro después del proceso de filtración de una muestra de agua y que son secados a 105°C. Se determinó mediante el método de referencia Standard Methods 2540-D.

a) Preparación del filtro

Se utilizó un filtro de fibra de vidrio (Microclar, Argentina). Se preparó de la misma manera que el filtro utilizado en la sección 2.3.2.9.

b) Análisis de la muestra

Se colocó el filtro de fibra de vidrio en un equipo de filtración al vacío. Se filtró 100 mL de muestra de agua aplicando vacío. Se enjuagó el filtro del equipo de filtración con agua destilada. Se removió el filtro de fibra de vidrio y se llevó a un horno de secado a 105°C durante una hora. Una vez secado el filtro de fibra de vidrio, se colocó en un desecador durante 30 min. Finalmente, se pesó hasta conseguir peso constante. Este procedimiento se realizó para determinar los sólidos suspendidos totales del agua residual, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química.

El contenido de sólidos suspendidos totales se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{SST} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(A - B) * 10^6}{\text{mL de muestra}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

A: Peso del filtro más residuo seco (g)

B: Peso del filtro vacío (g)

2.3.2.11 Determinación de metales pesados

Los metales pesados se determinaron en el Laboratorio Guijarro Lasa S.A. acreditado por el Organismo de Acreditación Ecuatoriano (OAE) con certificado de acreditación N° OAE LE 1C06-002. Las muestras se colocaron en botellas ámbar de 2 litros previamente lavadas. Luego se etiquetaron las botellas y se ubicaron en un cooler para conservar las muestras hasta el laboratorio. En la Tabla 7 se detallan los metales pesados, las muestras de agua analizadas y métodos de referencia.

Tabla 7. Detalle de muestras de agua analizadas

AGUA RESIDUAL DE LUBRICADORA	
Metal pesado	Método
Aluminio	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111 D
Cobre	PEE-LASA-FQ-20a APHA 3111 B
Cromo total	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
Plomo	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
AGUA DEL PROCESO DE BIOADSORCIÓN	
Aluminio	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111 D
Cobre	PEE-LASA-FQ-20a APHA 3111 B
Cromo total	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
Plomo	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
AGUA TRATADA POR BIOADSORCIÓN Y COAGULACIÓN QUÍMICA	
Aluminio	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111 D
Cobre	PEE-LASA-FQ-20a APHA 3111 B
Cromo total	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
Plomo	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B

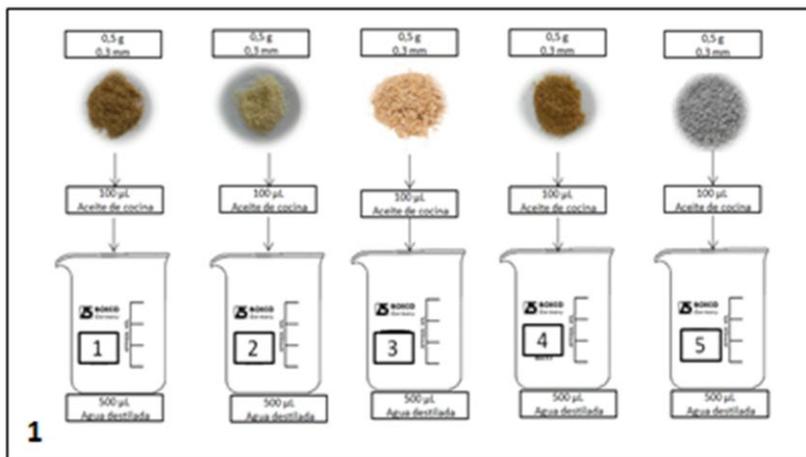
2.3.2.12 Determinación de aceites y grasas lubricantes

Los aceites y grasas lubricantes se determinaron en el Laboratorio Guijarro Lasa S.A. acreditado por el Organismo de Acreditación Ecuatoriano (OAE) con certificado de acreditación N° OAE LE 1C06-002. Se analizó este parámetro para el agua residual del sector de lavado y lubricado de autos, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química. El método utilizado por este Laboratorio fue PEE-LASA-FQ-15. Las muestras se colocaron en botellas ámbar de 2 litros previamente lavadas. Luego se etiquetaron y se ubicaron en un cooler para conservar las muestras hasta el laboratorio.

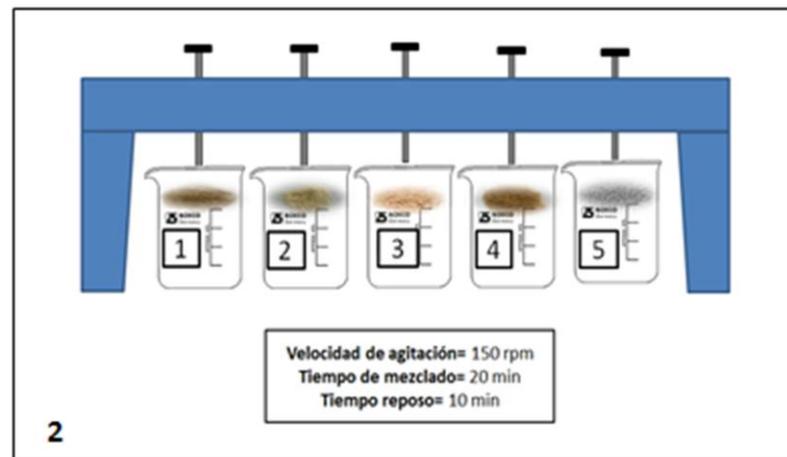
2.4 Bioadsorción del agua residual de lavado y lubricado de autos

2.4.1 Pruebas cualitativas para la selección de los bioadsorbentes

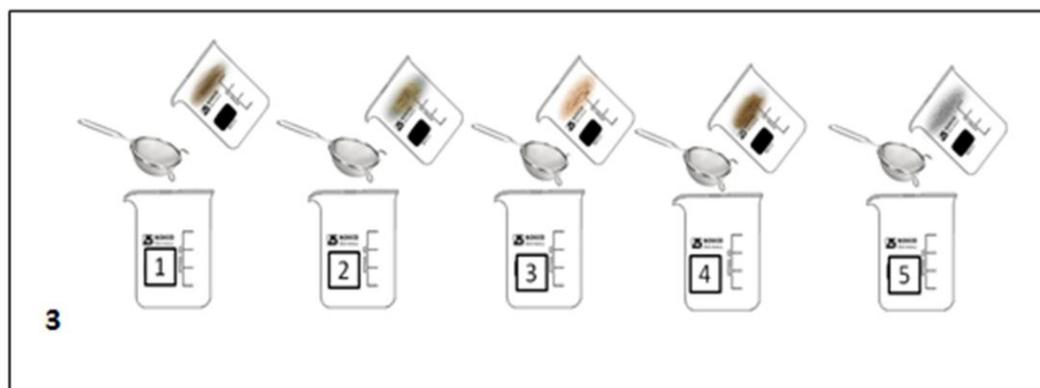
A continuación se presenta el proceso de las pruebas cualitativas que se realizaron para seleccionar los compuestos naturales con capacidad bioadsorbente de aceites. En este proceso se realizaron pruebas con los siguientes bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar, cáscara de arroz, estopa de coco y zeolita natural. En 500 mL de agua destilada se colocó 100 μ L de aceite de cocina. Se dosificó 0.5 g de cada bioadsorbente con un tamaño de partícula aproximado de 0.3 mm. Para poner en contacto el agua aceitosa con el bioadsorbente, se mezcló durante 20 min mediante una prueba de jarras. Se dejó reposar durante 10 min y se removió el adsorbente del agua aceitosa mediante una cernidera de plástico de 0.20 mm. En la Figura 5, se presenta el diagrama del proceso.



Adición de 100µL de aceite de cocina y 0.5 g de bioadsorbente



Mezclado de bioadsorbentes



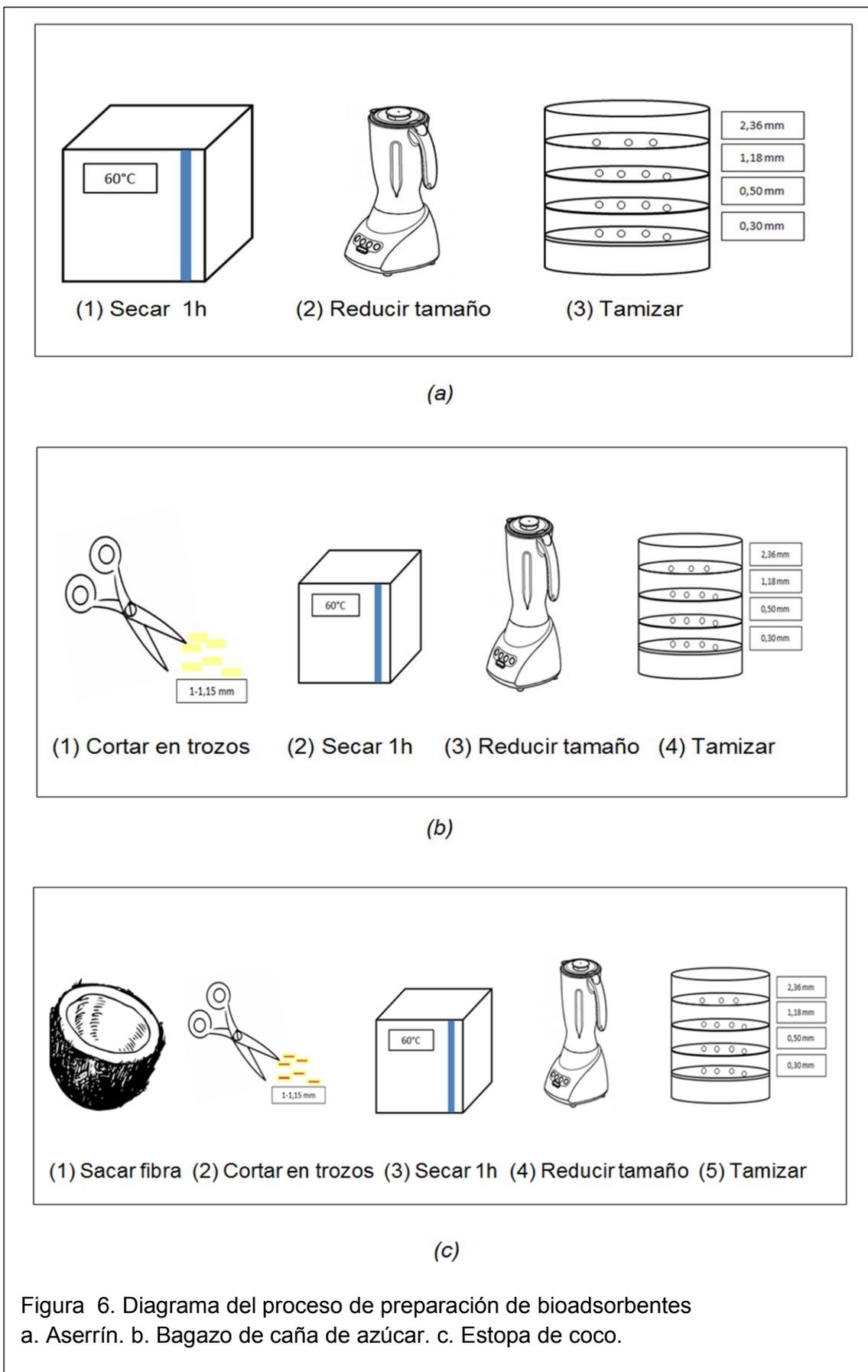
Remoción de bioadsorbentes

Figura 5. Diagrama de proceso para la selección de los bioadsorbentes a utilizar en el presente estudio

2.4.2 Preparación de bioadsorbentes a base de aserrín, caña de azúcar y coco

Los bioadsorbentes utilizados en este trabajo de titulación fueron adsorbentes de carácter natural y reciclados. En base a las pruebas cualitativas, se experimentó como bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. El aserrín se obtuvo en un aserradero del Sector San Isidro del Inca, provincia de Pichincha. El bagazo de caña de azúcar, se consiguió en los puestos de venta de jugo de caña en la parroquia Papallacta, provincia de Napo. La estopa de coco se adquirió en el mercado de Esmeraldas, provincia de Esmeraldas. Los bioadsorbentes no tuvieron ningún pretratamiento físico ni químico porque el objetivo de este estudio fue aprovechar su forma natural de desecho de tal manera que los costos de tratamiento de los efluentes disminuyan para las lavadoras y lubricadoras de autos de pequeña magnitud. La preparación del aserrín se fundamentó en (1) secar en un horno de secado a 60°C durante 1 hora; (2) reducir el tamaño de partícula mediante una licuadora (Cromada Oster 4655, Chicago); (3) pasar por tamices (Humboldt, Estados Unidos) de 2.36 mm, 1.18 mm, 0.50 mm y 0.30 mm. La preparación del bagazo de caña de azúcar consistió en (1) cortar en trozos de longitud 1-1.5 mm; (2) secar en un horno de secado a 60°C durante 1 hora; (3) reducir el tamaño de partícula utilizando una licuadora; (4) pasar por tamices de 2.36 mm, 1.18 mm, 0.50 mm y 0.30 mm. La preparación de la estopa de coco se basó en (1) sacar la cáscara del coco y dejar sólo la fibra de coco; (2) cortar la fibra de coco en trozos de longitud 1-1.5 mm; (3) secar en un horno de secado a 60°C durante 1 hora; (4) reducir el tamaño de partícula mediante una licuadora; (5) pasar por tamices de 2.36 mm, 1.18 mm, 0.50 mm y 0.30 mm.

En el presente estudio se utilizó bioadsorbentes con los siguientes tamaños de partícula: 0.30 mm y 1.18 mm, y se almacenaron en tarrinas de plástico correctamente etiquetadas.



2.4.3 Descripción del proceso de bioadsorción

El proceso de bioadsorción se realizó con la finalidad de disminuir el contenido de aceites y grasas lubricantes presentes en el agua residual del sector de lavado y lubricado de autos. Una vez preparados los bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco, se experimentó la dosis de bioadsorbente y tamaño de partícula para cada adsorbente natural. Para esta experimentación se utilizaron diseños factoriales completamente aleatorios 2^2 . Este proceso consistió en pesar cada bioadsorbente (aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco) y colocar en 500 mL de agua residual. Se utilizó una prueba de jarras para mezclar cada bioadsorbente con el agua residual. El tiempo de mezclado fue 20 min a 150 rpm. Luego se dejó reposar durante 10 min. Finalmente, se removió los bioadsorbentes del agua residual mediante una cernidera de plástico de 0.20 mm.

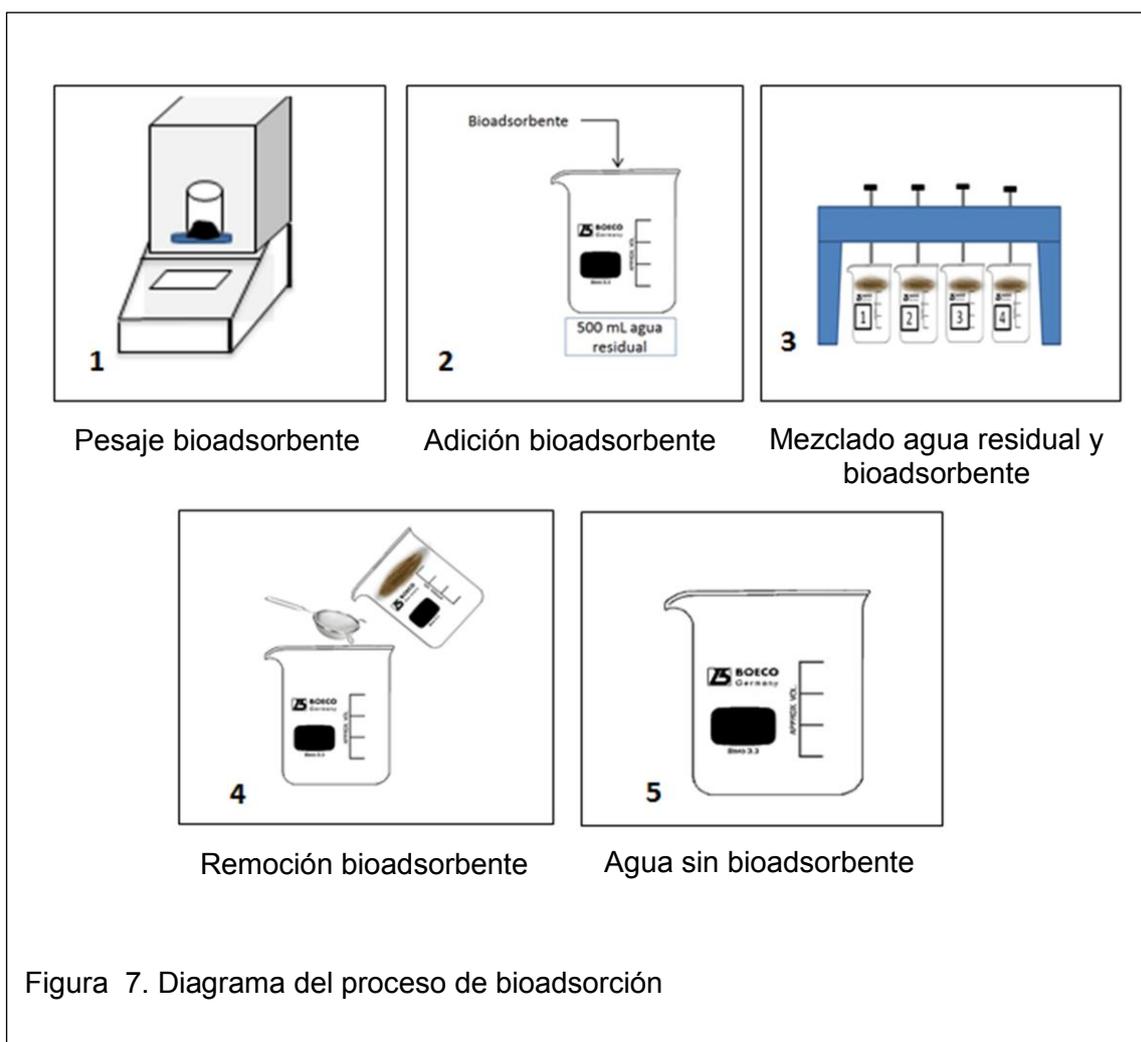


Figura 7. Diagrama del proceso de bioadsorción

2.5 Coagulación-floculación del agua residual de lavado y lubricado de autos

2.5.1 Descripción general del proceso de coagulación-floculación

En la coagulación se experimentaron dos tipos de coagulantes químicos: policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3). Ambos a las siguientes concentraciones 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. El tiempo de mezclado en la etapa de coagulación se llevó a cabo durante 5 min. La preparación de los coagulantes químicos consistió:

(1) Para el PCA se adquirió el polímero comercial VX-50 (Dicomsa, Ecuador) a una concentración del 15% m/v. Este polímero se diluyó a una concentración de 5% m/v y 10% m/v. Se midió 33.33 mL de polímero VX-50 para preparar el PCA al 5%. Mientras que para preparar el PCA al 10%, se midió 66.66 mL de polímero VX-50. Estos volúmenes de polímero se midieron en probetas de 100 mL. Luego se aforaron con agua destilada en matraces aforados de 100 mL.

$$V_1 C_1 = V_2 C_2$$

$$V_1 = \frac{V_2 C_2}{C_1} \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde:

V1: Volumen de PCA requerido

V2: Volumen del matraz aforado

C2: Concentración de PCA requerido

C1: Concentración de PCA inicial

(2) Para el FeCl_3 se adquirió cloruro férrico hexahidratado (Fisher Scientific, Estados Unidos). Pero como el FeCl_3 no es puro sino hexahidratado ($6\text{H}_2\text{O}$), se pesó en una balanza analítica (a) para el FeCl_3 al 5% 8,332 g (Ecuación 5) de cloruro férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (b) para el FeCl_3 al 10% 16.664 g (Ecuación 6) de cloruro férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) y (c) para el FeCl_3

al 15% 24.996 g (Ecuación 7) de cloruro férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Luego se utilizó vasos de precipitación de 50 mL para disolver en agua destilada cada una de estas cantidades pesadas. Finalmente se aforaron con agua destilada en matraces aforados de 100 mL.

Tabla 8. Cálculos para obtener el coagulante químico FeCl_3 al 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v

FeCl_3 5%	FeCl_3 10%
$X = 5\text{g FeCl}_3 \frac{\text{Peso atómico FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{\text{Peso atómico FeCl}_3}$	$X = 10\text{g FeCl}_3 \frac{\text{Peso atómico FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{\text{Peso atómico FeCl}_3}$
$X = 5\text{g FeCl}_3 \frac{270.285\text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{162.195\text{ g FeCl}_3}$	$X = 10\text{g FeCl}_3 \frac{270.285\text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{162.195\text{ g FeCl}_3}$
$X = 8.332\text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$X = 16.664\text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
(Ecuación 5)	(Ecuación 6)
FeCl_3 15%	
$X = 15\text{g FeCl}_3 \frac{\text{Peso atómico FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{\text{Peso atómico FeCl}_3}$	
$X = 15\text{g FeCl}_3 \frac{270.285\text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{162.195\text{ g FeCl}_3}$	
$X = 24.996\text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	
(Ecuación 7)	

La floculación se realizó durante 3 min utilizando poliacrilamida (PA) como floculante. La poliacrilamida (PA) se preparó al 0.1% m/v. Se pesó en una balanza analítica 1 g de poliacrilamida (Ecuación 8). Para disolver la poliacrilamida en 400 mL de agua destilada, se utilizó una estufa eléctrica (Ovan, España). Una vez disuelta la poliacrilamida, se aforó hasta 1000 mL con agua destilada en un matraz aforado.

$$X = \frac{1000\text{ mL} * 0.1\text{ g}}{100\text{ mL}} = 1\text{ g} \quad \text{(Ecuación 8)}$$

Los coagulantes químicos (PCA y FeCl_3) y floculante (PA) se dosificaron en 500 mL de muestra de agua mediante una micropipeta de 100-1000 μL . Para esta experimentación se utilizó el equipo de prueba de jarras mismo que

trabajó durante los primeros 5 min a 200 rpm para generar la desestabilización de las partículas coloidales. Luego se disminuyó la velocidad hasta 40 rpm para lograr una floculación. Después de 12 min de sedimentación, se produjo lodo compacto y estable.

Tabla 9. Proceso de coagulación-floculación mediante prueba de jarras

Etapas	Intervalos de tiempo (min)	Velocidad (rpm)
Adición de coagulante	0-3	200
Adición de floculante	3-5	200
Floculación	5-8	40
Sedimentación	8-20	0

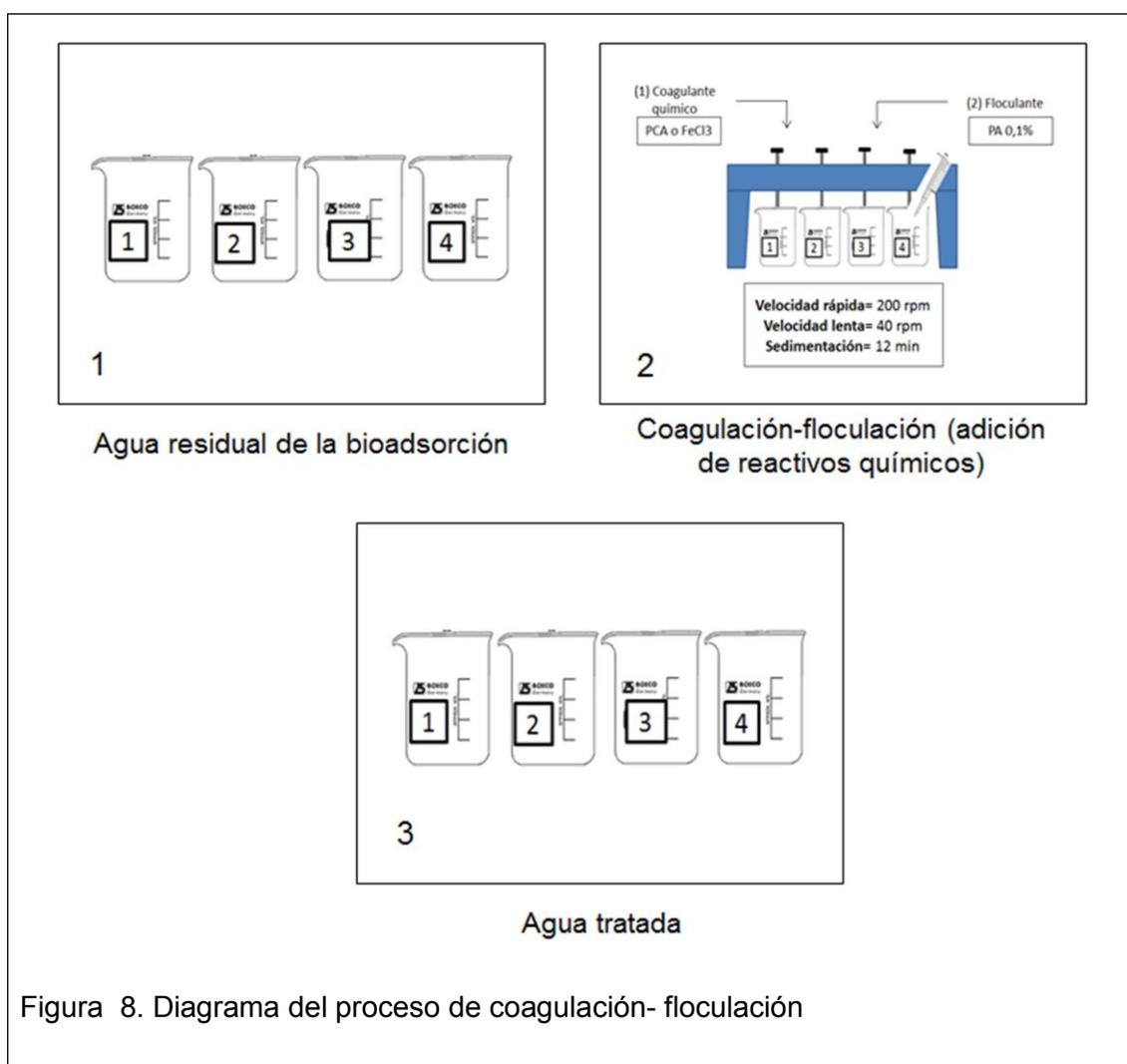


Figura 8. Diagrama del proceso de coagulación- floculación

En esta etapa se realizaron los siguientes experimentos para determinar las condiciones óptimas del proceso de tratamiento:

(i) Estudios exploratorios de coagulación-floculación sin el proceso de bioadsorción utilizando dos tipos de coagulantes químicos, policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3), ambos a concentraciones de 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. Y como floculante, poliacrilamida (PA) al 0.1%.

(ii) Se experimentó la coagulación-floculación utilizando previamente bioadsorbentes.

(iii) Se estudió el efecto de la salinidad en la coagulación química dosificando cloruro de sodio (NaCl) para determinar una posible reacción y efecto positivo durante el proceso de tratamiento. Se experimentó esta variable al 0.5% (2.5 g de NaCl) y 1.5% (7.5 g de NaCl) de salinidad en 500 mL de agua residual proveniente del proceso de bioadsorción. Se mezcló NaCl con el agua residual durante 3 min y se procedió con la dosificación del coagulante y floculante según el diseño experimental.

2.6 Diseños experimentales para el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos

2.6.1 Diseño factorial completamente aleatorio 2^2 para el proceso de bioadsorción

La bioadsorción se realizó con adsorbentes naturales reciclados denominados bioadsorbentes, estos fueron: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. En esta etapa, se experimentaron dos factores: dosis de bioadsorbente y tamaño de partícula. Se utilizaron dos diseños factoriales completamente aleatorios 2^2 (DFCA 2^2) con tres réplicas para cada tratamiento y un diseño de optimización. La dosis y tamaño de partícula baja y alta de bioadsorbente se determinó mediante experimentación previa. El (-1) representa el nivel más bajo y (+1) el nivel más alto de cada factor a experimentar.

Primer diseño factorial completamente aleatorio 2² (DE-1): Se experimentó la dosis de bioadsorbente y tamaño de partícula de la siguiente manera: Para la dosis de bioadsorbente se utilizó (-1=0.5 g) y (+1= 1.5 g) mientras que para el tamaño de partícula se utilizó (-1=0.3 mm) y (+1= 1.18 mm). En la Tabla 10, se muestra la combinación de estos factores y niveles. Réplicas, n=3 para cada tratamiento.

Tabla 10. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-1 para cada tipo de bioadsorbente

Tratamiento	Bioadsorbente	Dosis de bioadsorbente (g)	Tamaño de partícula (mm)
1	Aserrín	0.5 (-1)	0.3 (-1)
		0.5 (-1)	1.18 (+1)
		1.5 (+1)	0.3 (-1)
		1.5 (+1)	1.18 (+1)
2	Bagazo de caña de azúcar	0.5 (-1)	0.3 (-1)
		0.5 (-1)	1.18 (+1)
		1.5 (+1)	0.3 (-1)
		1.5 (+1)	1.18 (+1)
3	Estopa de coco	0.5 (-1)	0.3 (-1)
		0.5 (-1)	1.18 (+1)
		1.5 (+1)	0.3 (-1)
		1.5 (+1)	1.18 (+1)

Segundo diseño factorial completamente aleatorio 2² (DE-2): Se experimentó los mismos factores del DE-1 (dosis de bioadsorbente y tamaño de partícula) pero en este diseño experimental se disminuyó la dosificación del nivel bajo (-1) de la siguiente manera: Para la dosis de bioadsorbente se utilizó (-1=0.3 g) y (+1= 1.5 g) mientras que para el tamaño de partícula se utilizó (-1=0.3 mm) y (+1= 1.18 mm). En la Tabla 11, se muestra la combinación de estos factores y niveles. Réplicas, n=3 para cada tratamiento.

Tabla 11. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-2 para cada tipo de bioadsorbente

Tratamiento	Bioadsorbente	Dosis de bioadsorbente (g)	Tamaño de partícula (mm)
1	Aserrín	0.3 (-1)	0.3 (-1)
		0.3 (-1)	1.18 (+1)
		1.5 (+1)	0.3 (-1)
		1.5 (+1)	1.18 (+1)
2	Bagazo de caña de azúcar	0.3 (-1)	0.3 (-1)
		0.3 (-1)	1.18 (+1)
		1.5 (+1)	0.3 (-1)
		1.5 (+1)	1.18 (+1)
3	Estopa de coco	0.3 (-1)	0.3 (-1)
		0.3 (-1)	1.18 (+1)
		1.5 (+1)	0.3 (-1)
		1.5 (+1)	1.18 (+1)

Diseño de optimización (DE-3): En base al DE-1 y DE-2, se determinó el tipo de bioadsorbente (adsorbente natural que presentó resultados de turbidez alto en el agua residual después de la bioadsorción), dosis de bioadsorbente y tamaño de partícula que debía optimizarse para disponer de un conjunto de datos más precisos que permitan proyectar resultados en una planta de mayor proporción tomando como respuesta principal la turbidez del agua. Réplicas, n=1. En la Tabla 12 se detallan las dosis de bioadsorbente utilizadas en este experimento.

Tabla 12. Diseño de optimización (DE-3) para el proceso de bioadsorción

Dosis de bioadsorbente (g) (Estopa de coco)	Respuesta Turbidez (NTU)
0.1	Y1
0.2	Y2
0.3	Y3
0.4	Y4
0.5	Y5
0.6	Y6
0.7	Y7
0.8	Y8

0.9	Y9
1.0	Y10
1.1	Y11
1.2	Y12

2.6.2 Estudio experimental exploratorio con policloruro de aluminio y cloruro férrico sin bioadsorbentes

El estudio experimental exploratorio se realizó con dos tipos de coagulantes químicos, policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3) y como floculante se dosificó poliacrilamida al 0.1% (PA) sin utilizar bioadsorbentes.

Primer diseño experimental exploratorio (DE-4): Se utilizó un diseño factorial completamente aleatorio 2^2 con policloruro de aluminio (PCA) a las siguientes concentraciones: 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. La dosis baja y alta de coagulante químico y floculante se determinó mediante experimentación previa. El (-1) representa el nivel más bajo y (+1) el nivel más alto de dosificación. Para el PCA se utilizó (-1= 100 μL) y (+1= 1000 μL) mientras que para el floculante, PA 0.1% se utilizó (-1= 500 μL) y (+1= 5000 μL). Réplicas, n=1. En la Tabla 13, se muestra la combinación de estos factores y niveles.

Tabla 13. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-4

Coagulante químico	Concentración	Dosis coagulante químico (μL)	Dosis floculante (PA 0.1%) (μL)
PCA	5%	100 (-1)	500 (-1)
		100 (-1)	5000 (+1)
		1000 (+1)	500 (-1)
		1000 (+1)	5000 (+1)
	10%	100 (-1)	500 (-1)
		100 (-1)	5000 (+1)
		1000 (+1)	500 (-1)
		1000 (+1)	5000 (+1)
	15%	100 (-1)	500 (-1)
		100 (-1)	5000 (+1)
		1000 (+1)	500 (-1)
		1000 (+1)	5000 (+1)

Segundo diseño experimental exploratorio (DE-5): Se utilizó un diseño factorial completamente aleatorio 2^2 (DFCA 2^2) con cloruro férrico (FeCl_3) a las siguientes concentraciones: 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. La dosis baja y alta de coagulante químico y floculante se determinó mediante experimentación previa. El (-1) representa el nivel más bajo y (+1) el nivel más alto de dosificación. Para el FeCl_3 se utilizó (-1= 100 μL) y (+1= 1000 μL) mientras que para el floculante, PA 0.1% se utilizó (-1=500 μL) y (+1= 5000 μL). En la Tabla 14, se muestra la combinación de estos factores y niveles. Réplicas, n=1.

Tabla 14. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-5

Coagulante químico	Concentración	Dosis coagulante químico (μL)	Dosis floculante (PA 0.1%) (μL)
FeCl_3	5%	100 (-1)	500 (-1)
		100 (-1)	5000 (+1)
		1000 (+1)	500 (-1)
		1000 (+1)	5000 (+1)
	10%	100 (-1)	500 (-1)
		100 (-1)	5000 (+1)
		1000 (+1)	500 (-1)
		1000 (+1)	5000 (+1)
	15%	100 (-1)	500 (-1)
		100 (-1)	5000 (+1)
		1000 (+1)	500 (-1)
		1000 (+1)	5000 (+1)

2.6.3 Diseño factorial completamente aleatorio 2^2 y diseño completamente aleatorio para el proceso de coagulación- floculación con bioadsorbentes

La coagulación-floculación se realizó con el agua residual proveniente del proceso de bioadsorción. En esta etapa, se experimentaron los siguientes factores: tipo de coagulante químico (PCA y FeCl_3), dosis de coagulante químico, concentración de coagulante químico, dosis de floculante (PA 0.1%) y % de salinidad. Para experimentar los factores mencionados, se utilizaron dos diseños factoriales completamente aleatorios 2^2 (DFCA 2^2) con tres réplicas, dos diseños completamente aleatorios (DCA) con tres réplicas y un diseño de optimización con una réplica. Los niveles alto y bajo de cada factor se

determinaron mediante experimentación previa. El (-1) representa el nivel más bajo y (+1) el nivel más alto de cada factor a experimentar.

Primer diseño factorial completamente aleatorio 2² (DE-6): Se utilizó el agua residual del proceso de bioadsorción experimentada según DE-1 (Tabla 10). Para este diseño experimental, se utilizaron los siguientes factores: dosis de coagulante, PCA 5% y dosis de floculante, PA 0.1%. Para el PCA 5% se utilizó (-1= 100 µL) y (+1= 500 µL) mientras que para el PA 0.1% se utilizó (-1=300 µL) y (+1= 800 µL). En la Tabla 15, se muestra la combinación de estos factores y niveles. Réplicas, n=3 para cada tratamiento.

Tabla 15. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-6

Tratamiento	Bioadsorbente	Dosis coagulante, PCA 5% (µL)	Dosis floculante, PA 0.1% (µL)
1	Aserrín	100 (-1)	300 (-1)
		100 (-1)	800 (+1)
		500 (+1)	300 (-1)
		500 (+1)	800 (+1)
2	Bagazo de caña de azúcar	100 (-1)	300 (-1)
		100 (-1)	800 (+1)
		500 (+1)	300 (-1)
		500 (+1)	800 (+1)
3	Estopa de coco	100 (-1)	300 (-1)
		100 (-1)	800 (+1)
		500 (+1)	300 (-1)
		500 (+1)	800 (+1)

Segundo diseño factorial completamente aleatorio 2² (DE-7): Se utilizó el agua residual del proceso de bioadsorción experimentada según DE-2 (Tabla 11). Para este diseño experimental, se utilizaron los siguientes factores: % de salinidad y tipo de coagulante químico. Para el % de salinidad se utilizó (-1= 0.5% NaCl) y (+1= 1.5% NaCl) mientras que para el tipo de coagulante químico se utilizó (-1= PCA 5%) y (+1= FeCl₃ 5%). Se mantuvo dosificaciones constantes de 300 µL para los coagulantes químicos y 800 µL para el floculante (PA 0.1%). En la Tabla 16, se muestra la combinación de estos factores y niveles. Réplicas, n=3 para cada tratamiento.

Tabla 16. Matriz de combinaciones entre factores y niveles según DE-7

Tratamiento	Bioadsorbente	Salinidad (%)	Tipo de coagulante químico
1	Aserrín	0.5 (-1)	PCA 5% (-1)
		0.5 (-1)	FeCl ₃ 5%(+1)
		1.5 (+1)	PCA 5% (-1)
		1.5 (+1)	FeCl ₃ 5%(+1)
2	Bagazo de caña de azúcar	0.5 (-1)	PCA 5% (-1)
		0.5 (-1)	FeCl ₃ 5%(+1)
		1.5 (+1)	PCA 5% (-1)
		1.5 (+1)	FeCl ₃ 5%(+1)
3	Estopa de coco	0.5 (-1)	PCA 5% (-1)
		0.5 (-1)	FeCl ₃ 5%(+1)
		1.5 (+1)	PCA 5% (-1)
		1.5 (+1)	FeCl ₃ 5%(+1)

Primer diseño completamente aleatorio (DE-8): Se utilizó el agua residual del proceso de bioadsorción experimentada con dosis constantes de bioadsorbente (0.3 g) y tamaño de partícula (0.3 mm). En base al DE-7, se experimentaron dosis bajas de coagulante químico (PCA 5%) con dosificaciones constantes de salinidad (1.5% NaCl) y PA 0.1% (800 µL). En la Tabla 17, se presenta las dosis de coagulante químico utilizado para cada tipo de bioadsorbente. Réplicas, n=3 para cada tratamiento.

Tabla 17. Diseño experimental (DE-8) para el proceso de coagulación-floculación utilizando salinidad

Tratamiento	Bioadsorbente	Dosis coagulante, PCA 5% (µL)	Respuesta Turbidez (NTU)
1	Aserrín	100	Y1
		150	Y2
		200	Y3
2	Bagazo de caña de azúcar	100	Y1
		150	Y2
		200	Y3
3	Estopa de coco	100	Y1
		150	Y2
		200	Y3

Diseño de optimización (DE-9): En este diseño experimental, se utilizó el agua residual del proceso de bioadsorción experimentada con dosificaciones constantes de bioadsorbente (0.3 g de estopa de coco) y tamaño de partícula (0.3 mm) para todos los tratamientos. En base al DE-6, se determinó la dosis de coagulante químico (PCA 5%) y dosis de floculante (PA 0.1%) que debía optimizarse para disponer de un conjunto de datos más precisos que permitan proyectar resultados en una planta de mayor proporción tomando como respuesta principal la turbidez del agua y calidad del lodo formado luego del tratamiento. Este diseño de optimización, se realizó sin salinidad y con salinidad constante (1.5% NaCl). En la Tabla 18, se detallan las dosis utilizadas de coagulante químico y floculante con y sin salinidad. Réplicas, n=1.

Tabla 18. Diseño de optimización (DE-9) para el proceso de coagulación-floculación con y sin salinidad

Condición	Tratamiento	Dosis coagulante, PCA 5% (µL)	Dosis floculante, PA 0.1% (µL)	Respuesta Turbidez (NTU)
Sin salinidad	1	100	200	Y1
	2	300	400	Y2
	3	500	600	Y3
	4	700	800	Y4
	5	900	1000	Y5
	6	1100	1200	Y6
	7	1300	1400	Y7
	8	1500	1600	Y8
	9	1700	1800	Y9
Con salinidad	1	100	200	Y1
	2	300	400	Y2
	3	500	600	Y3
	4	700	800	Y4
	5	900	1000	Y5
	6	1100	1200	Y6
	7	1300	1400	Y7
	8	1500	1600	Y8
	9	1700	1800	Y9

Segundo diseño completamente aleatorio (DE-10): En base al DE-9, se seleccionó el intervalo de dosificación del mejor tratamiento tomando como respuesta principal la turbidez del agua y calidad del lodo formado luego del tratamiento. Este intervalo de dosificación, se experimentó con dos tipos de coagulantes químicos (PCA y FeCl_3) a las siguientes concentraciones cada uno: 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. Se experimentó sin salinidad y con salinidad constante (1.5% NaCl). Réplicas, n=1.

Nota: Se utilizó el agua residual del proceso de bioadsorción experimentada con dosis constantes de estopa de coco (0.3 g) y tamaño de partícula (0.3 mm) para todos los tratamientos.

En la Tabla 19 se muestra los tratamientos realizados.

Tabla 19. Diseño experimental (DE-10) para el proceso de coagulación-floculación con y sin salinidad

Tipo de coagulante químico	Concentración	Dosis coagulante químico (μL)	Dosis floculante (PA 0.1%) (μL)	Respuesta Turbidez (NTU)
PCA (sin salinidad)	5%	500	600	Y1
	10%	500	600	Y2
	15%	500	600	Y3
PCA (con salinidad)	5%	500	600	Y1
	10%	500	600	Y2
	15%	500	600	Y3
FeCl_3 (sin salinidad)	5%	500	600	Y1
	10%	500	600	Y2
	15%	500	600	Y3
FeCl_3 (con salinidad)	5%	500	600	Y1
	10%	500	600	Y2
	15%	500	600	Y3

3. CAPÍTULO III: RESULTADOS

La Figura 9, presenta un breve resumen de los resultados obtenidos en el presente trabajo.

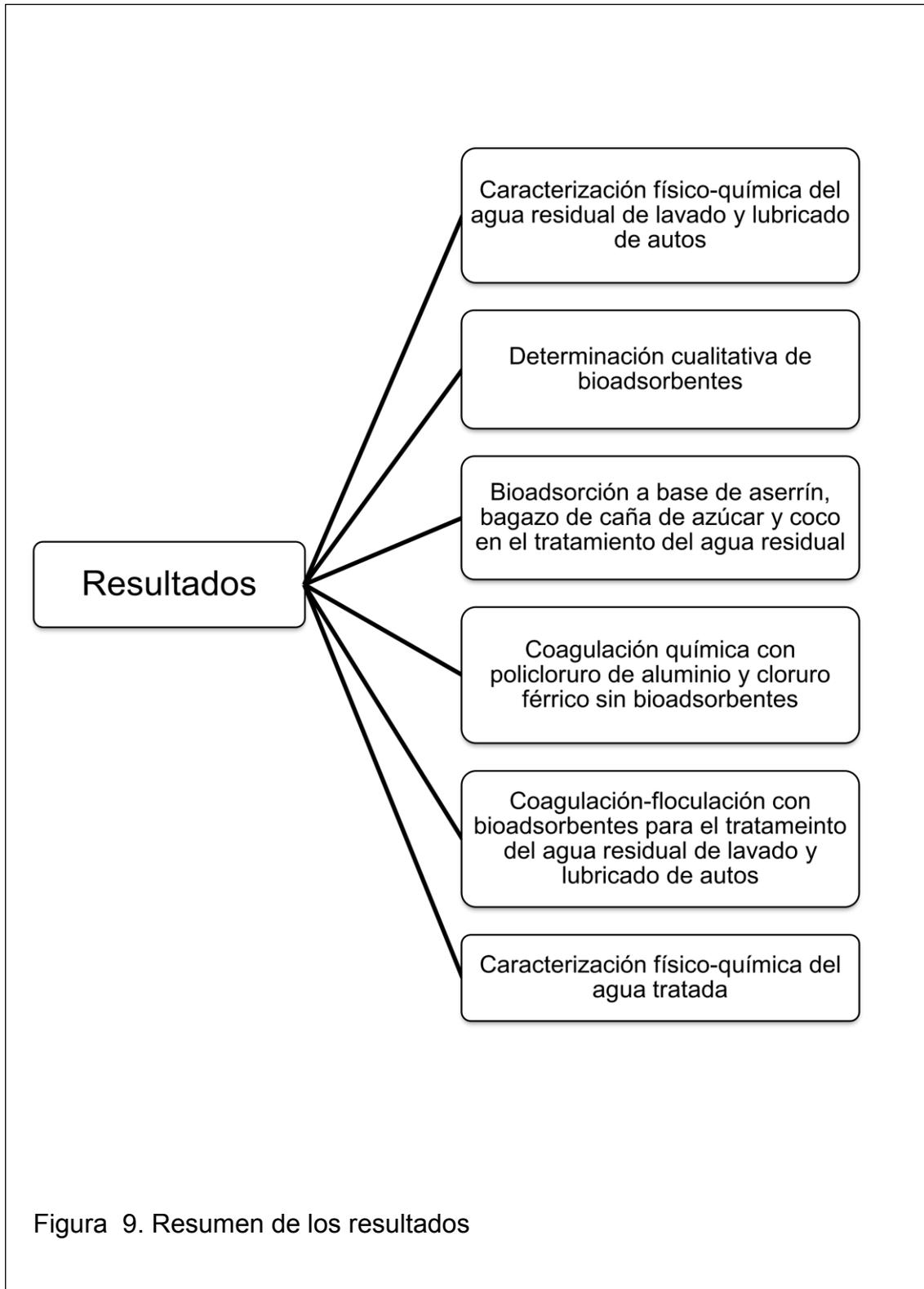


Figura 9. Resumen de los resultados

3.1 Caracterización físico-química del agua residual del lavado y lubricado de autos

En la Tabla 20, se recopila los datos obtenidos en la caracterización inicial del agua residual de lavado y lubricado de autos.

Tabla 20. Caracterización inicial del agua residual

Parámetro	Equipo/test/método	Unidad	Valor obtenido
Aceites y grasas	PEE-LASA-FQ-15	mg/L	1286
Aluminio	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111D	mg/L	25.69
Cobre	PEE-LASA-FQ-20a APHA 3111B	mg/L	0.83
Conductividad eléctrica	HANNA HI2550	μS/cm	496
Cromo total	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111B	mg/L	0.14
DBO ₅	OXITOP	mg/L O ₂	200
DQO	Test 0-29 Nanocolor	mg/L O ₂	816
pH	HANNA HI2550		8.5
Plomo	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111B	mg/L	0.54
Sólidos disueltos totales (TDS)	Gravimetría	g/L	0.506
Sólidos suspendidos totales (SST)	Gravimetría	g/L	2.605
Tensoactivos aniónicos	Test 0-32 Nanocolor	mg/L	6.63
Tensoactivos catiónicos	Test 0-34 Nanocolor	mg/L	0.76
Tensoactivos no iónicos	Test 0-47 Nanocolor	mg/L	1.2
Turbidez	HANNA HI2550	NTU	310.6

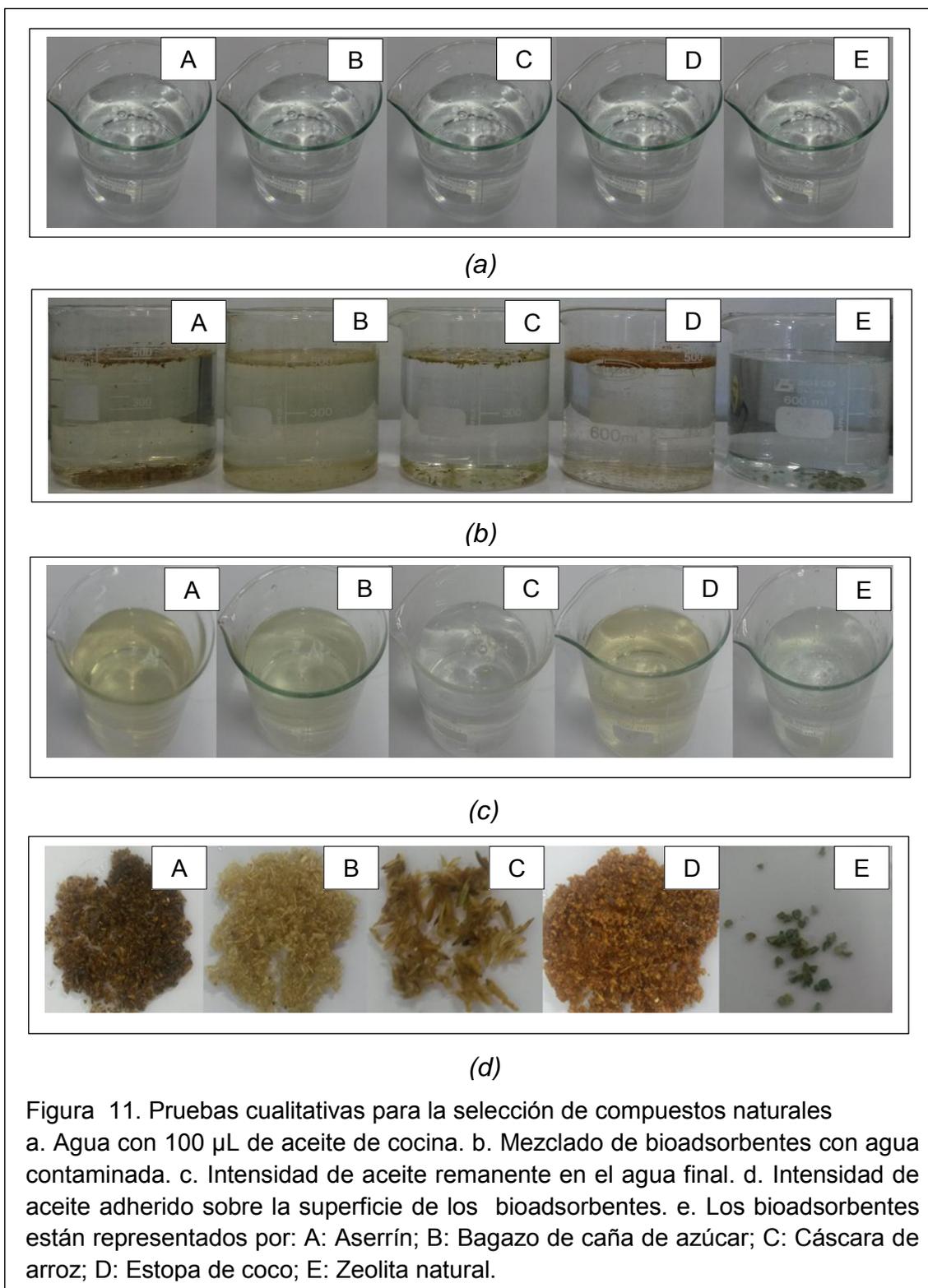
En la Figura 10, se muestra el agua residual de lavado y lubricado de autos que se utilizó en el presente trabajo.



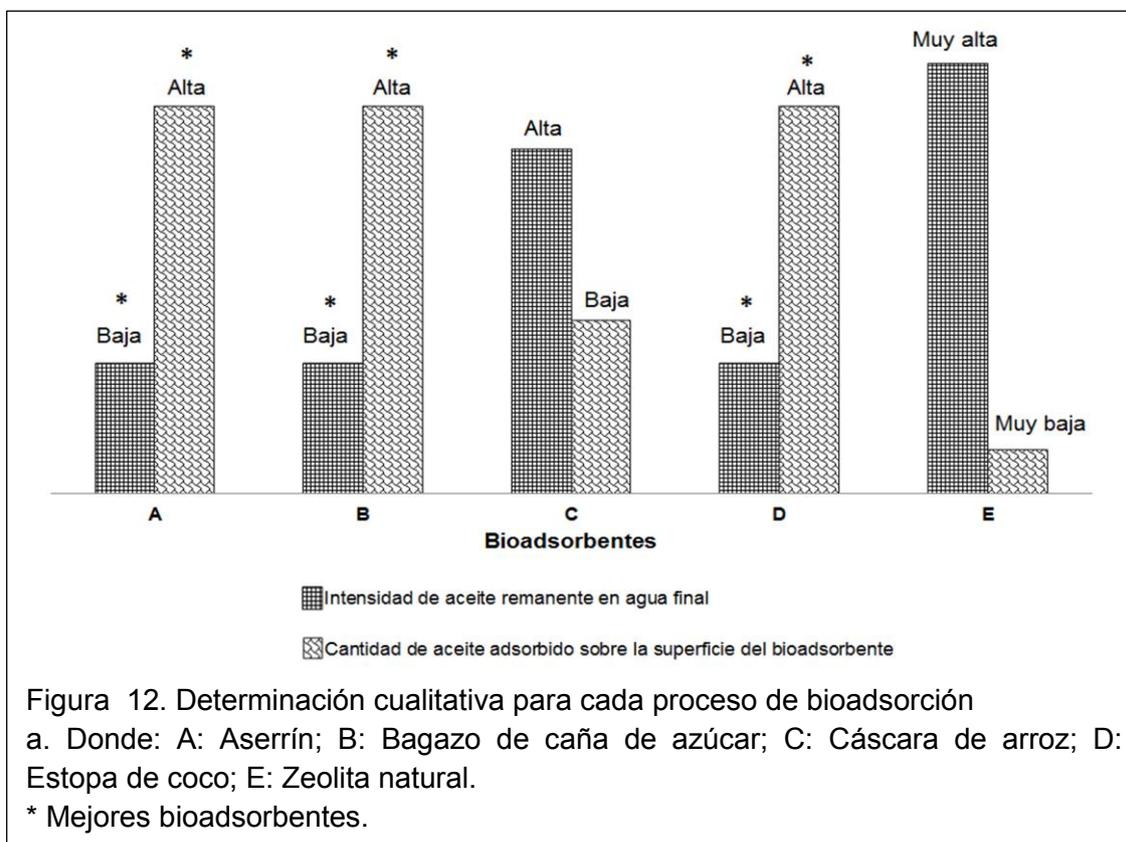
Figura 10. Agua residual de lavado y lubricado de autos

3.2 Determinación cualitativa de bioadsorbentes

A continuación se presenta los resultados de las pruebas cualitativas que se realizaron para seleccionar los compuestos naturales con capacidad adsorbente de aceites a utilizarse en el presente estudio.



En la Figura 12, se presenta un resumen de las observaciones realizadas para cada proceso de bioadsorción. En la Figura se presenta la intensidad de aceite remanente en el agua final y la cantidad de aceite adsorbido sobre la superficie del bioadsorbente. Según la Figura 12, baja intensidad significa que la bioadsorción tuvo éxito al remover aceite en agua; intensidad alta, indica pobre retención de aceite por parte del adsorbente natural; y muy alta intensidad, representa muy pobre retención de aceite sobre el bioadsorbente. Por el contrario, alta cantidad de aceite adsorbido sobre el bioadsorbente expresa presencia de alto contenido de aceite sobre la superficie del bioadsorbente; baja cantidad, señala que la superficie del bioadsorbente contiene poca cantidad de aceite; muy baja cantidad, demuestra muy pobre cantidad de aceite presente sobre la superficie del bioadsorbente. En esta experimentación, se evidenció que la mayor cantidad de aceite estuvo contenido en la superficie del aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. De igual manera, se determinó que la menor cantidad de aceite remanente en agua fue al utilizar aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Por lo tanto, se utilizaron estos tres bioadsorbentes para el presente estudio.



3.3 Bioadsorción a base de aserrín, bagazo de caña y coco en el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos

A continuación se muestra los datos recopilados en la experimentación con adsorbentes naturales reciclados en el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos de acuerdo a los diseños experimentales planteados para el proceso de bioadsorción en el capítulo de metodología.

En las Figuras 13-15 se presentan los datos alcanzados durante el DE-1 con 3 réplicas cada tratamiento para los siguientes bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según la Tabla 10. Los parámetros medidos fueron: Turbidez (NTU), pH y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

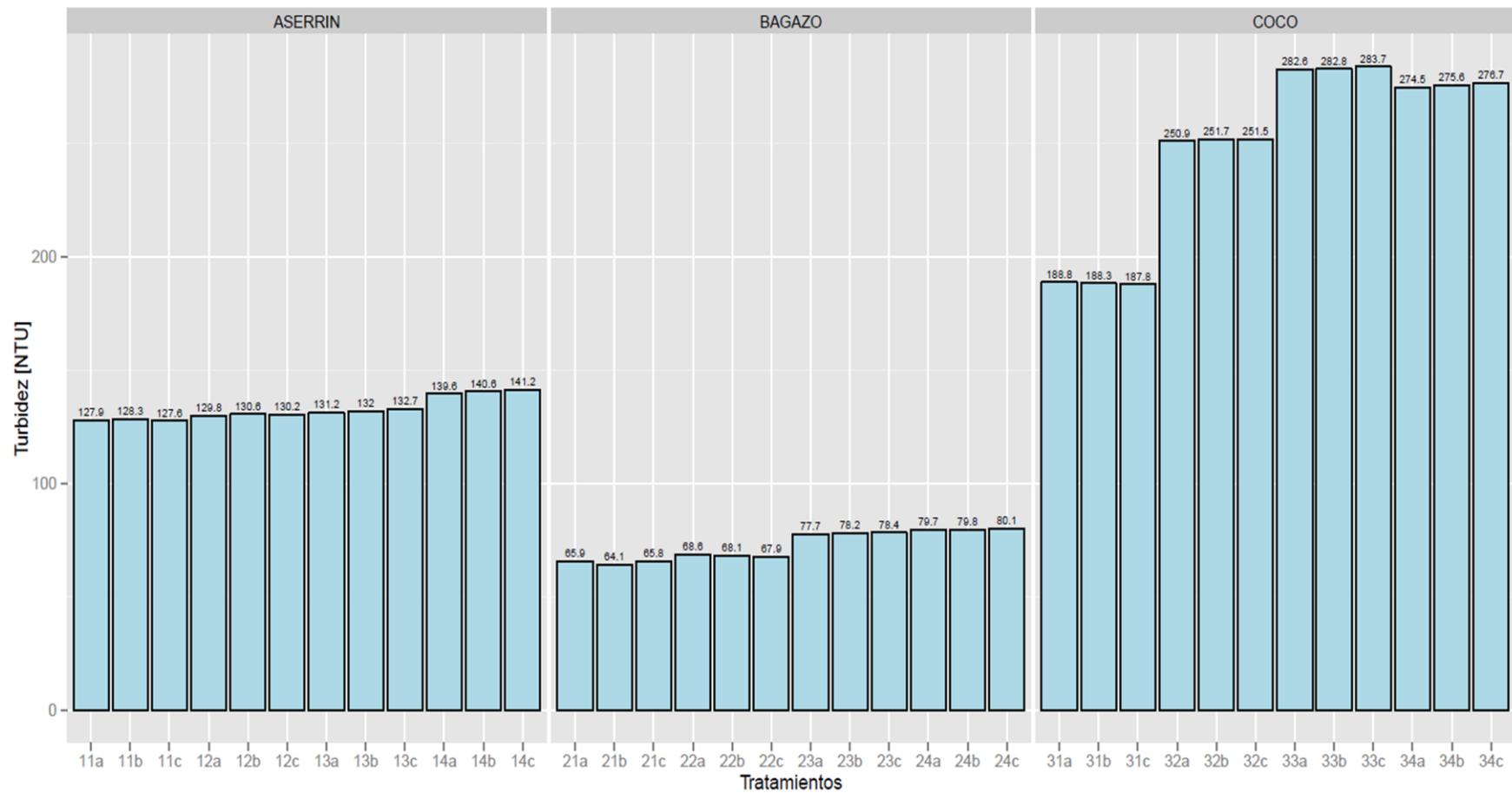


Figura 13. Turbidez obtenida en el DE-1 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco
a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

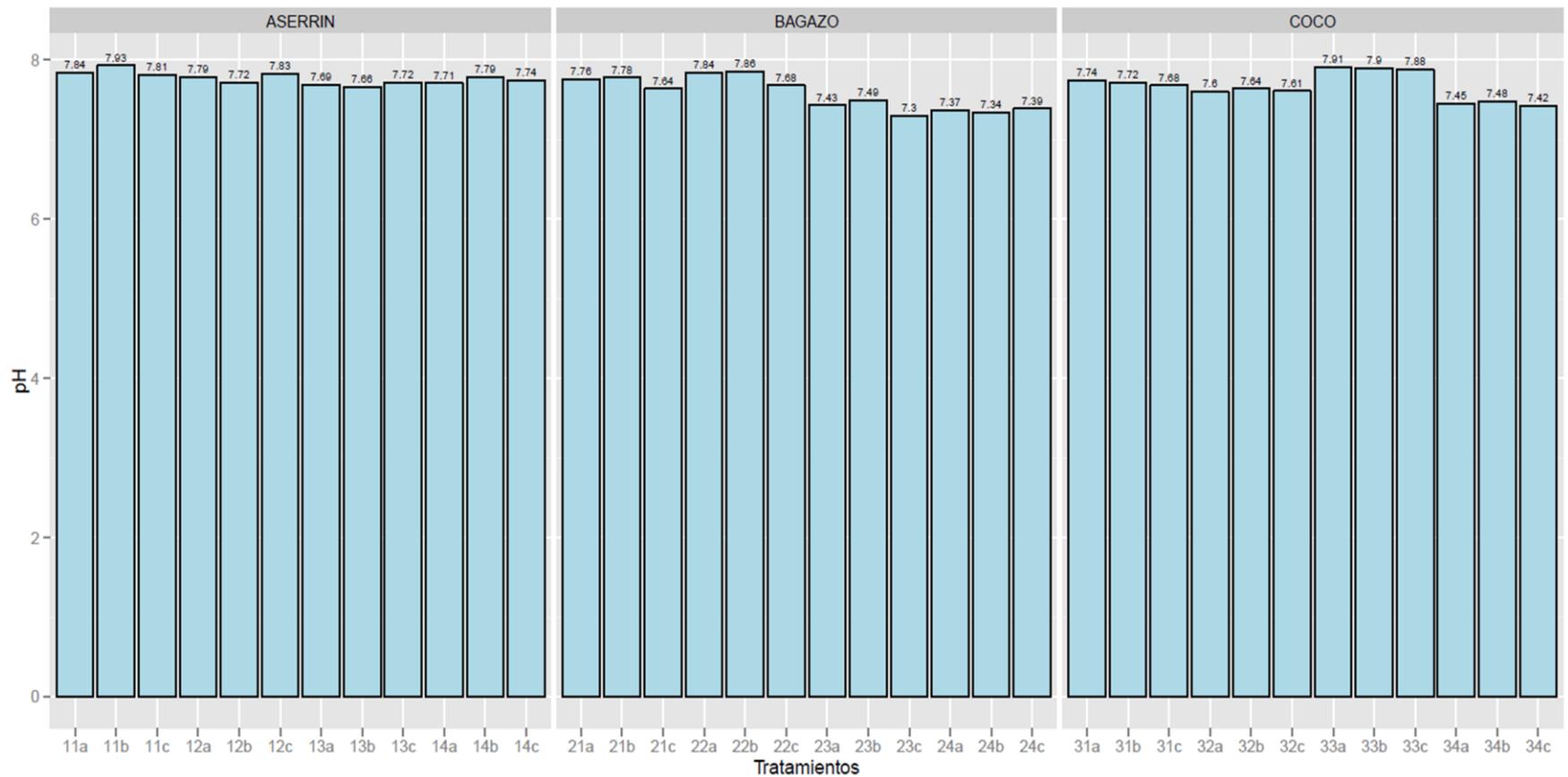


Figura 14. Potencial de hidrogeno obtenido en el DE-1 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco
a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

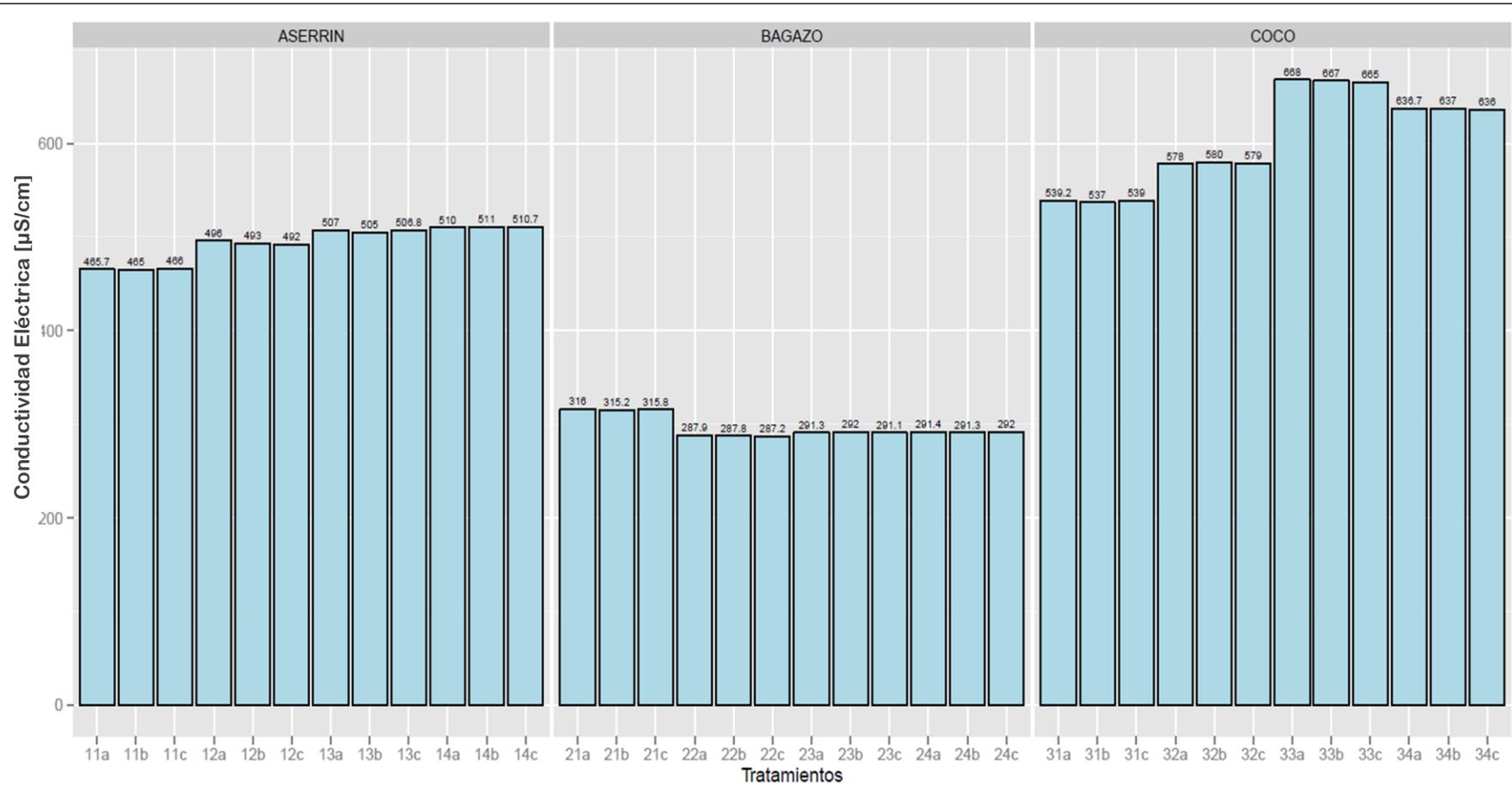
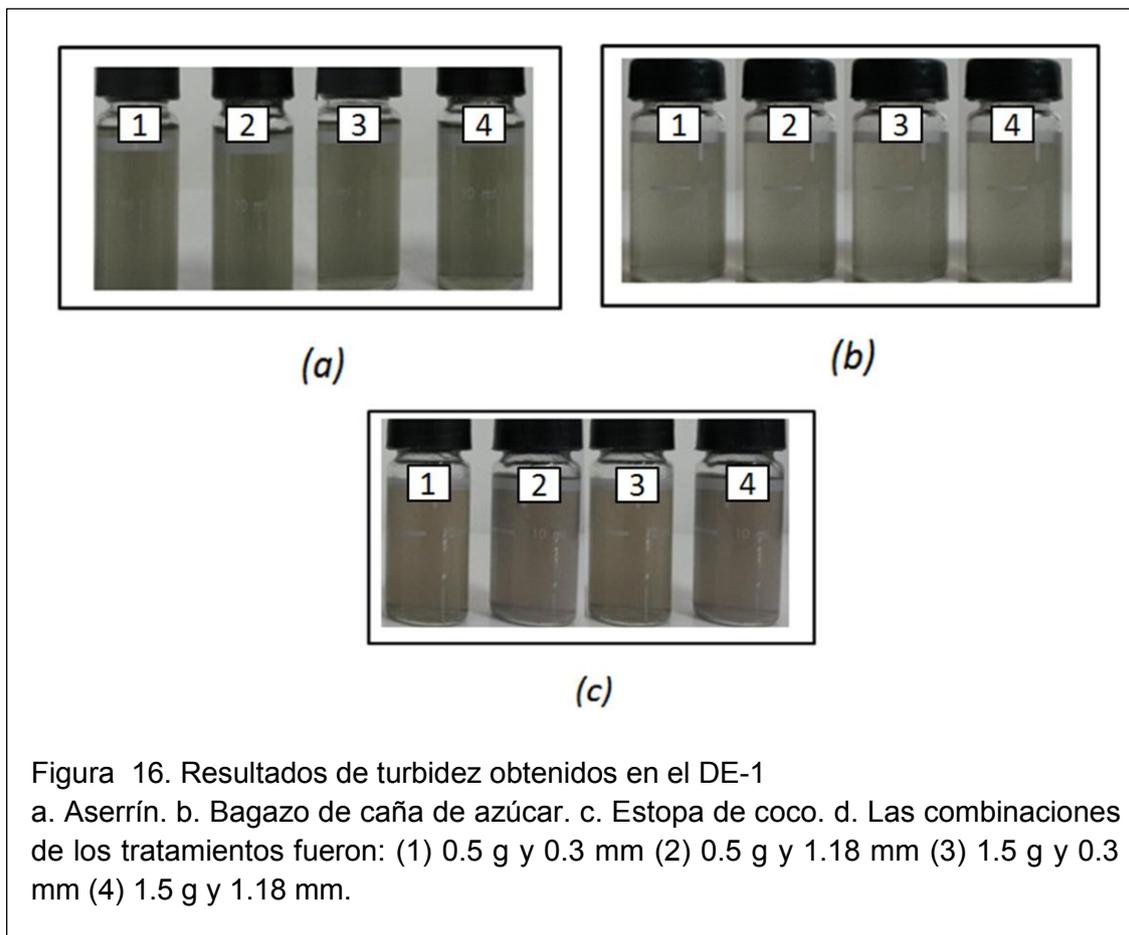


Figura 15. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-1 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco
a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

En la Figura 16, se muestra los resultados fotográficos de turbidez obtenidos en el DE-1 para los siguientes bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco.



En las Figuras 17-19, se presentan los datos obtenidos durante el DE-2 con 3 réplicas cada tratamiento para los siguientes bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según la Tabla 11. Los parámetros medidos fueron: Turbidez (NTU), pH y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

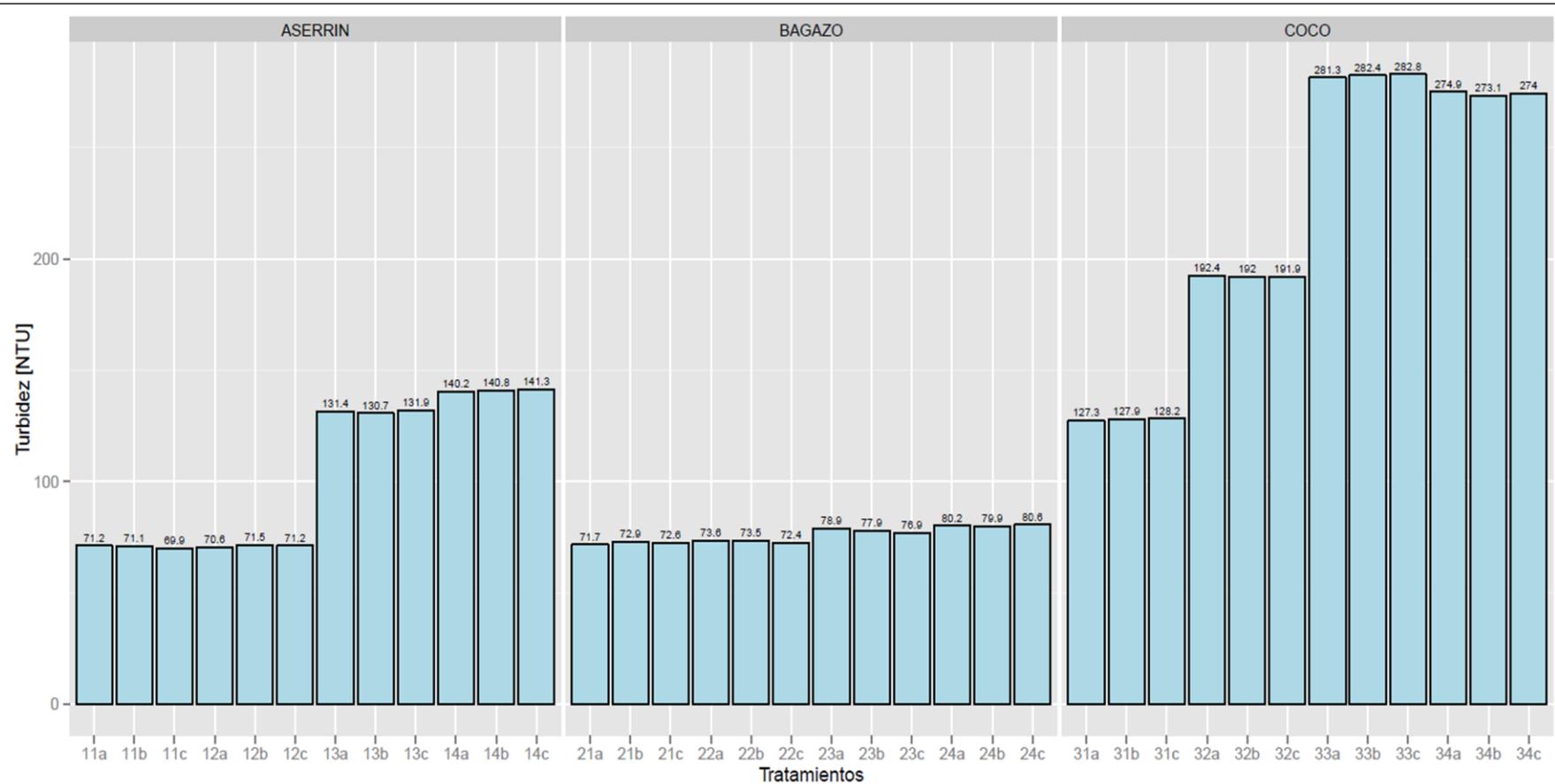


Figura 17. Turbidez obtenida en el DE-2 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco

a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

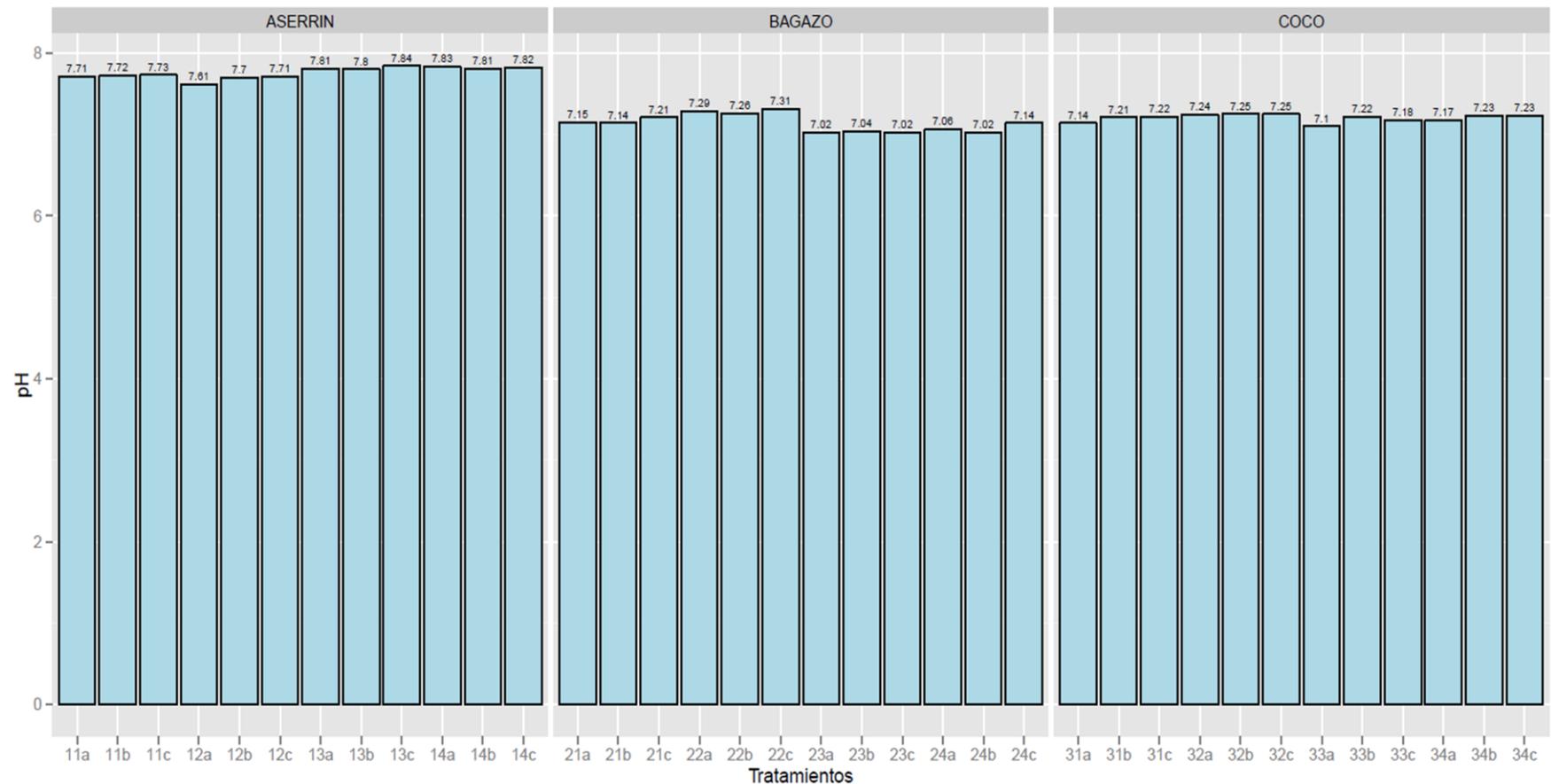


Figura 18. Potencial de hidrógeno obtenido en el DE-2 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco
 a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

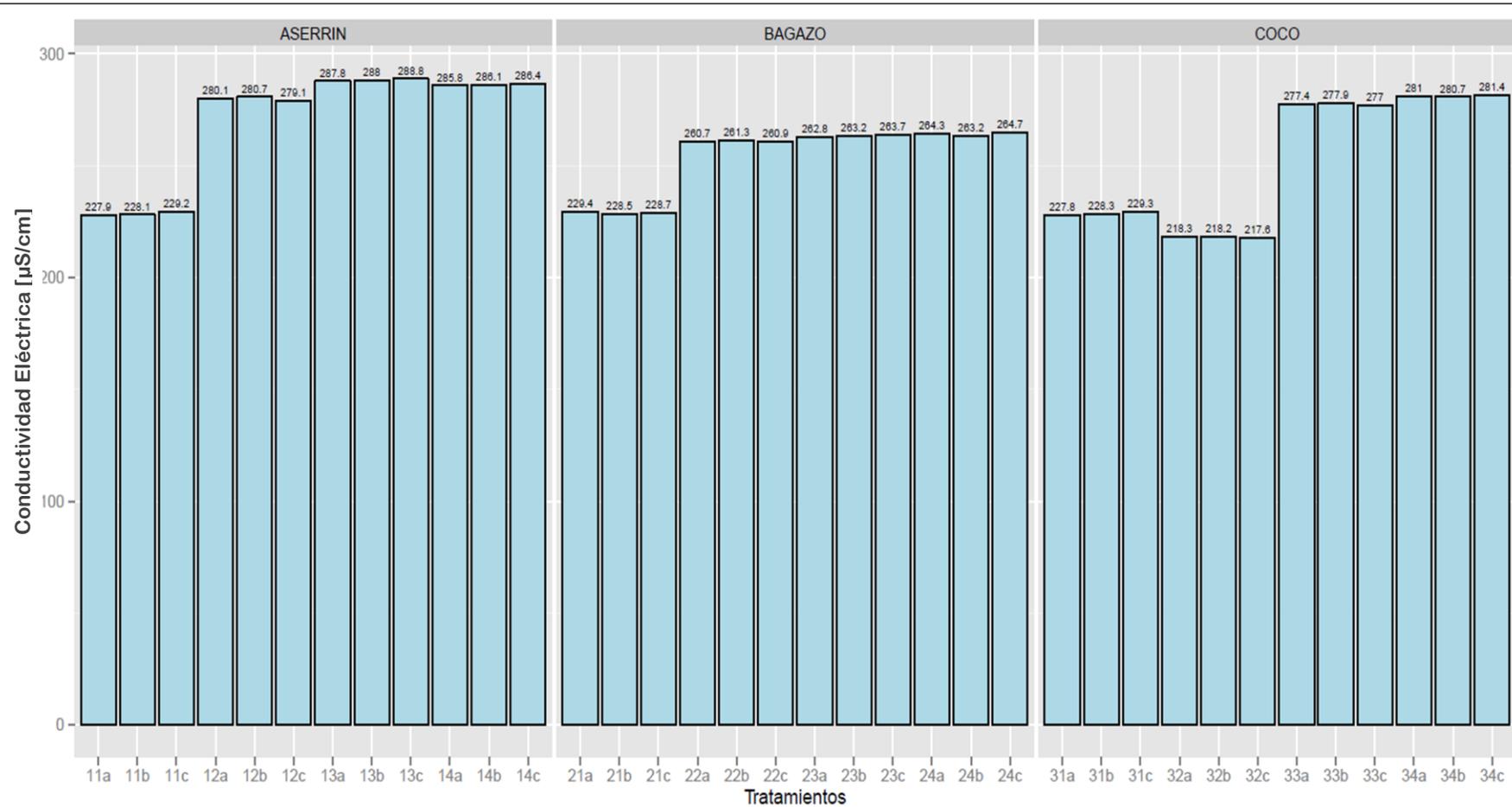
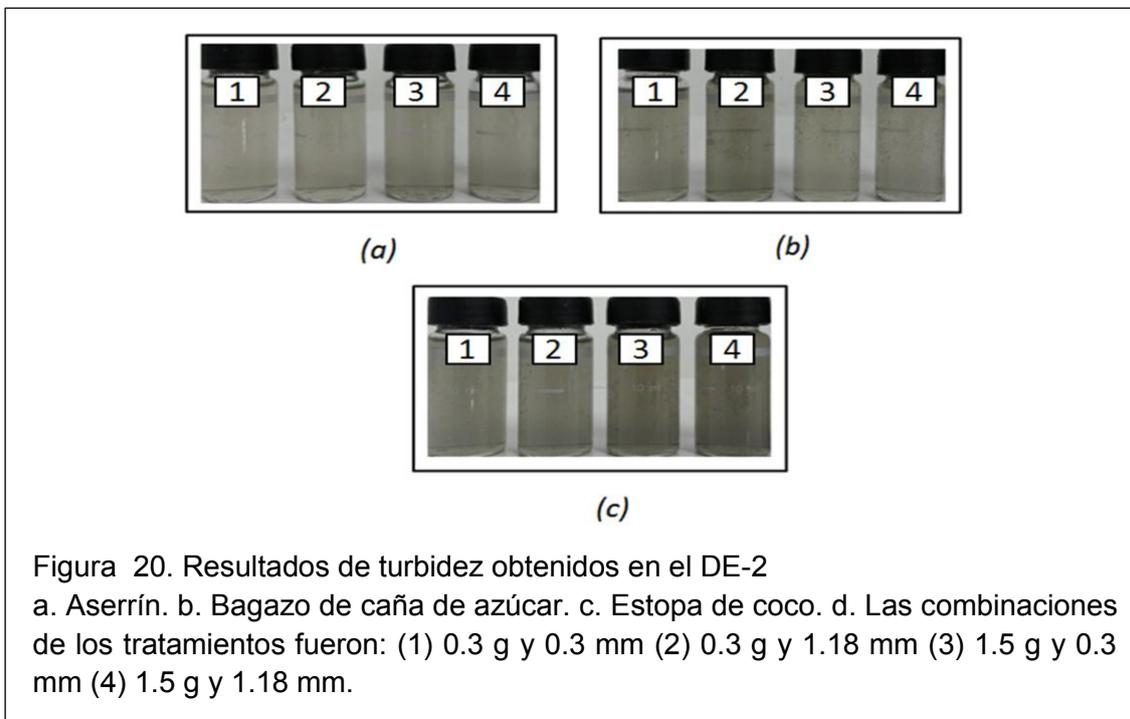
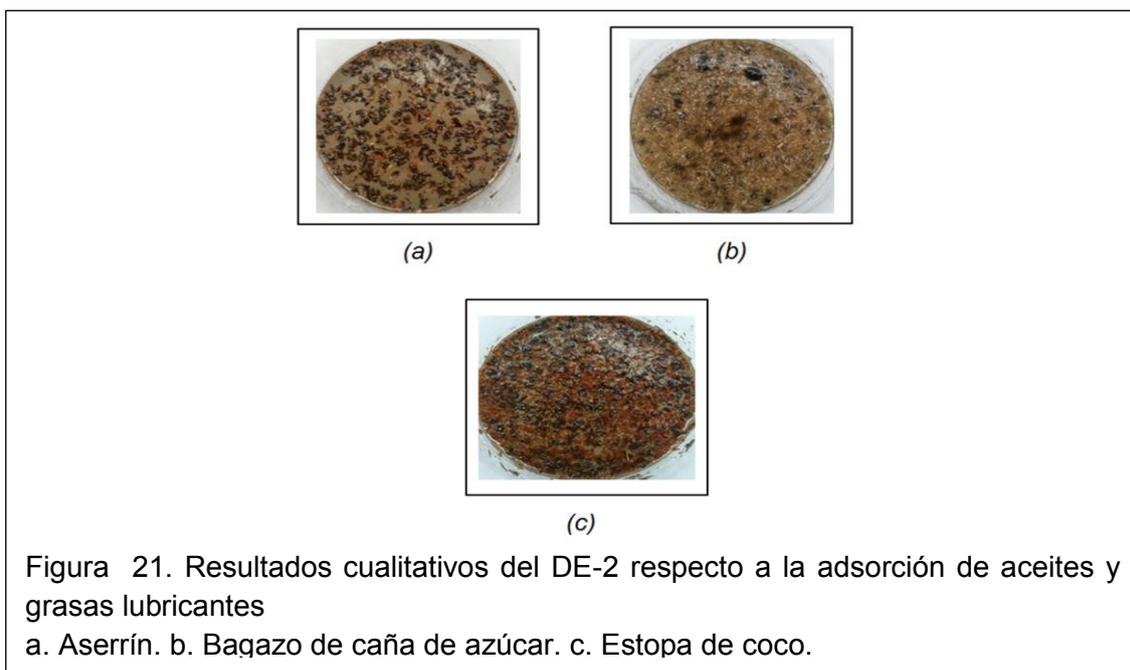


Figura 19. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-2 utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco
a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

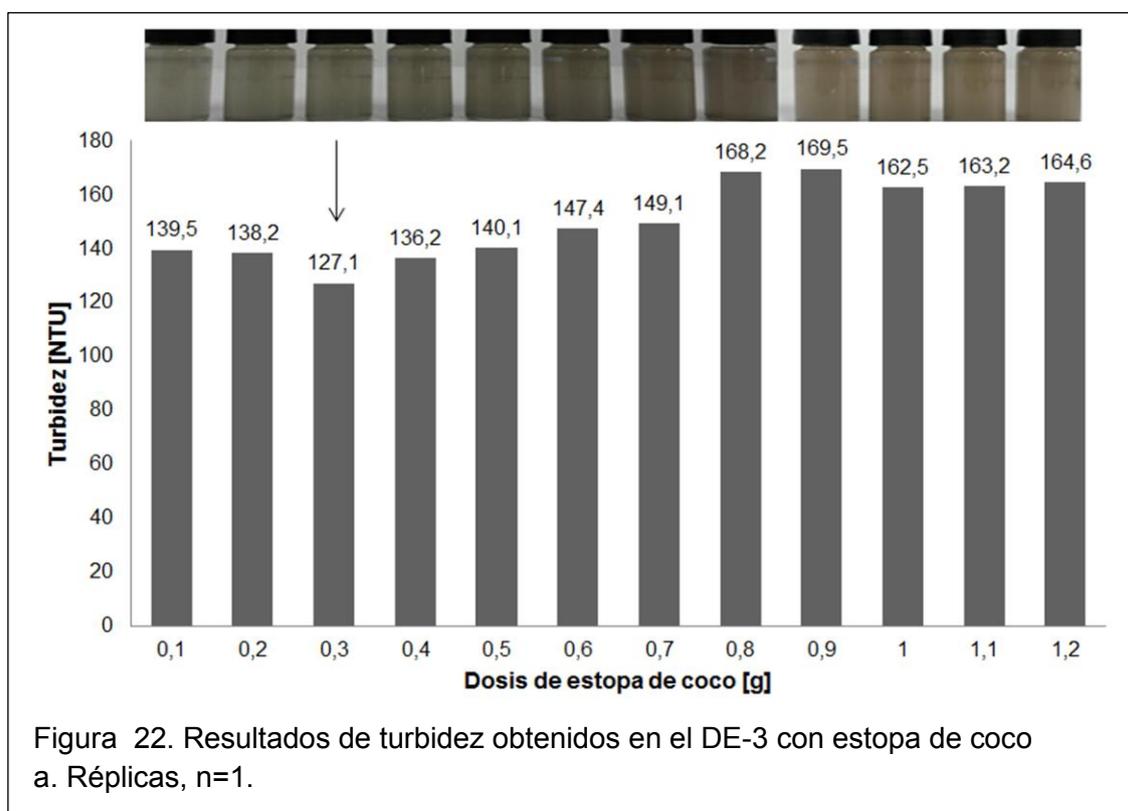
En la Figura 20, se presenta los resultados fotográficos de turbidez obtenidos en el DE-2 para los siguientes bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco.



En la Figura 21, se presenta los resultados fotográficos del mejor tratamiento (0.3 g y 0.3 mm) con aserrín, bagazo de caña y estopa de coco obtenidos en el DE-2 sobre la adsorción de aceites/grasas lubricantes en la superficie de los bioadsorbentes.



En la Figura 22, se compila los datos de turbidez obtenidos con la estopa de coco después de la experimentación con DE-3 (diseño de optimización).



3.4 Coagulación química con policloruro de aluminio y cloruro férrico sin bioadsorbentes

A continuación se presentan los datos alcanzados durante las pruebas experimentales exploratorias DE-4 y DE-5 realizadas con dos tipos de coagulantes químicos, policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3), ambos a las siguientes concentraciones: 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v. Y como floculante, poliácridamida (PA) al 0.1%, sin utilizar bioadsorbentes. Los datos se recopilaron en gráficos de barras para cada parámetro medido en estos experimentos. Los parámetros medidos fueron: turbidez (NTU), pH y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Los resultados obtenidos en el DE-4 donde se utilizó como coagulante químico, policloruro de aluminio (PCA) a concentraciones de 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v con poliácridamida (PA 0.1%), se pueden observar en la Figura 23; mientras que, los resultados alcanzados en el DE-5 donde se utilizó como coagulante químico, cloruro férrico (FeCl_3) a

concentraciones de 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v con poliacrilamida (PA 0.1%), se pueden evidenciar en la Figura 24.

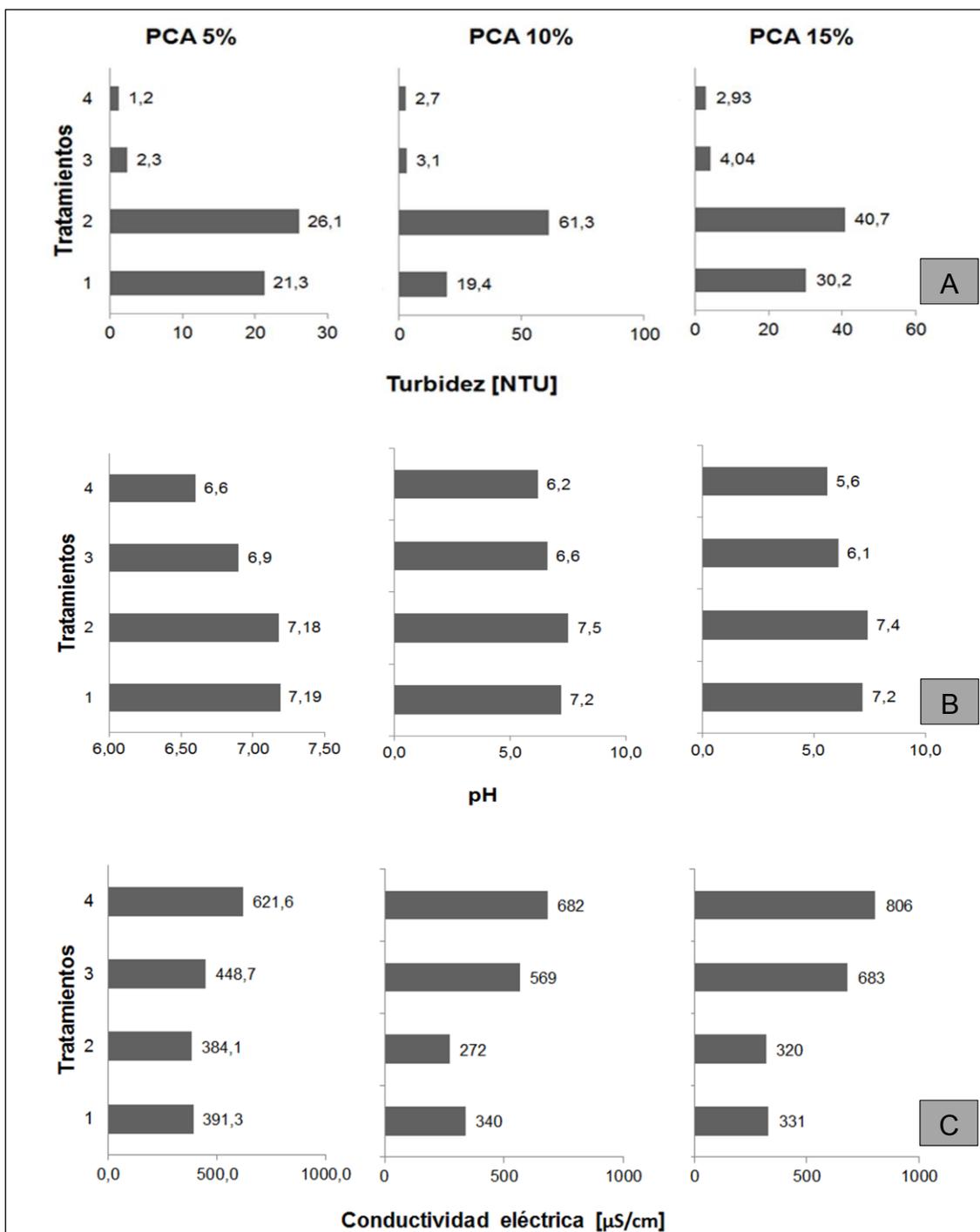


Figura 23. Resultados obtenidos en el DE-4

a. Donde: A: Resultados de turbidez (NTU); B: Resultados de pH; C: Resultados de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$). b. Las dosis de los tratamientos fueron: (1) 100 μL PCA y 500 μL PA 0.1% (2) 100 μL PCA y 5000 μL PA 0.1% (3) 1000 μL PCA y 500 μL PA 0.1% (4) 1000 μL PCA y 5000 μL PA 0.1%.

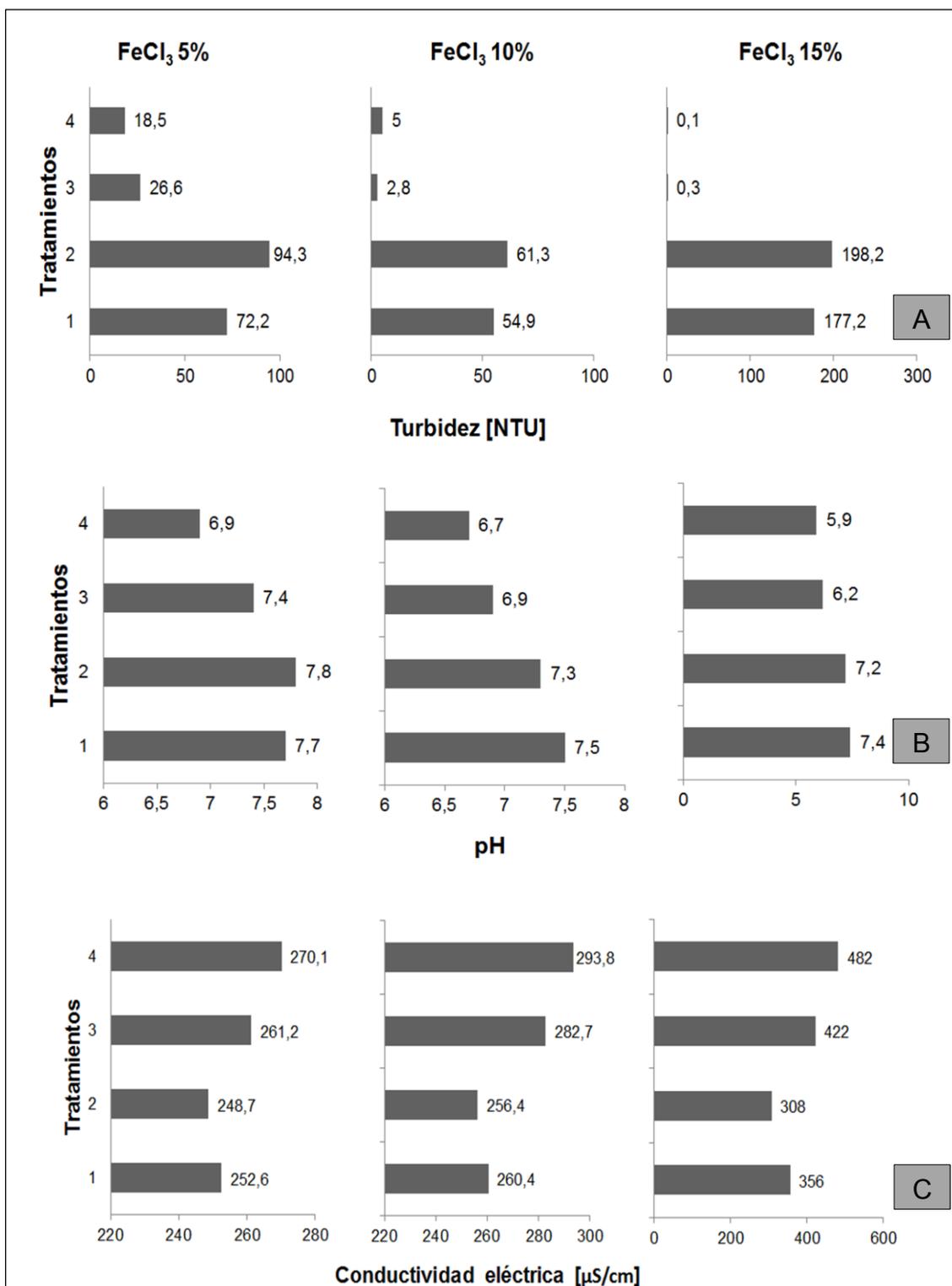


Figura 24. Resultados obtenidos en el DE-5

a. Donde: A: Resultados de turbidez (NTU); B: Resultados de pH; C: Resultados de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$). b. Las dosis de los tratamientos fueron: (1) 100 μL FeCl_3 y 500 μL PA 0.1% (2) 100 μL FeCl_3 y 5000 μL PA 0.1% (3) 1000 μL FeCl_3 y 500 μL PA 0.1% (4) 1000 μL FeCl_3 y 5000 μL PA 0.1%.

En la Figura 25, se muestra los resultados fotográficos de turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento según DE-4 y DE-5.

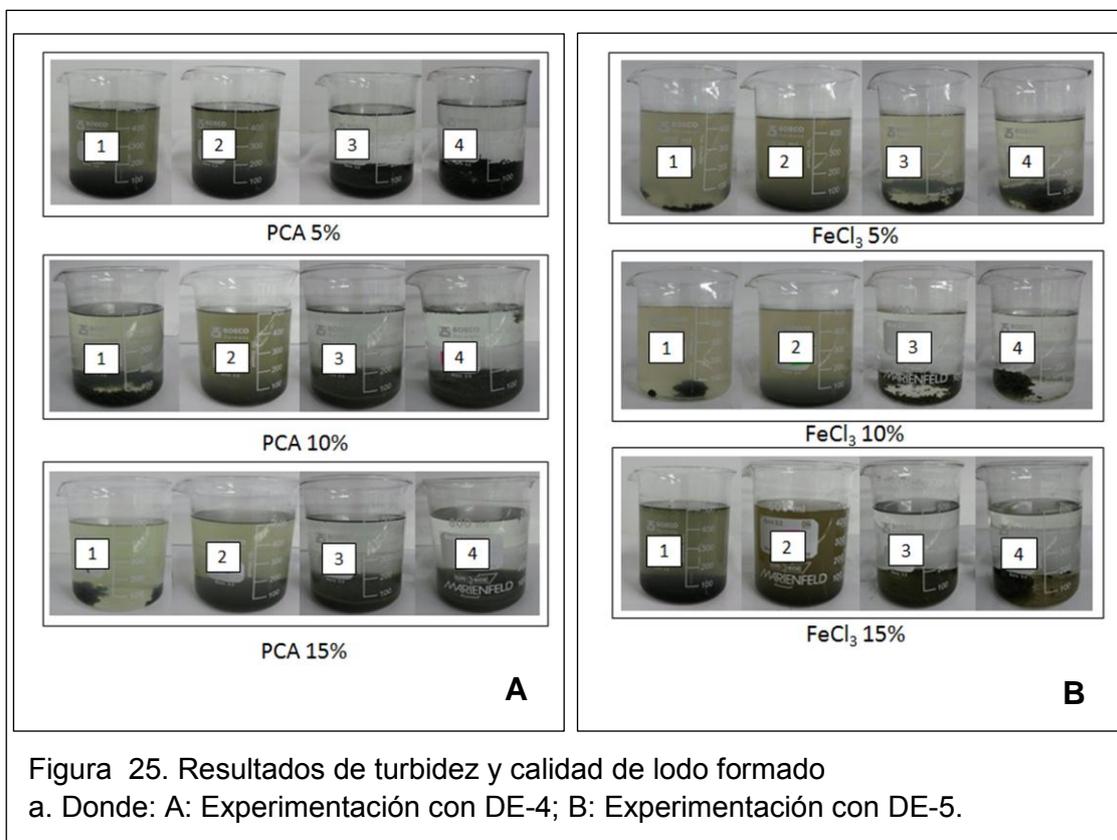


Figura 25. Resultados de turbidez y calidad de lodo formado
a. Donde: A: Experimentación con DE-4; B: Experimentación con DE-5.

3.5 Coagulación-floculación con bioadsorbentes para el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos

A continuación se presenta los datos alcanzados durante la etapa de coagulación-floculación utilizando previamente bioadsorbentes según los diseños experimentales propuestos para la coagulación-floculación en el capítulo de metodología.

En las Figuras 26-28, se recopila los datos obtenidos en el DE-6 con tres réplicas cada tratamiento según la Tabla 15. Se experimentaron los siguientes factores: dosis de coagulante químico (PCA 5%) y dosis de floculante (PA 0.1%). Los parámetros medidos fueron: Turbidez (NTU), pH y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

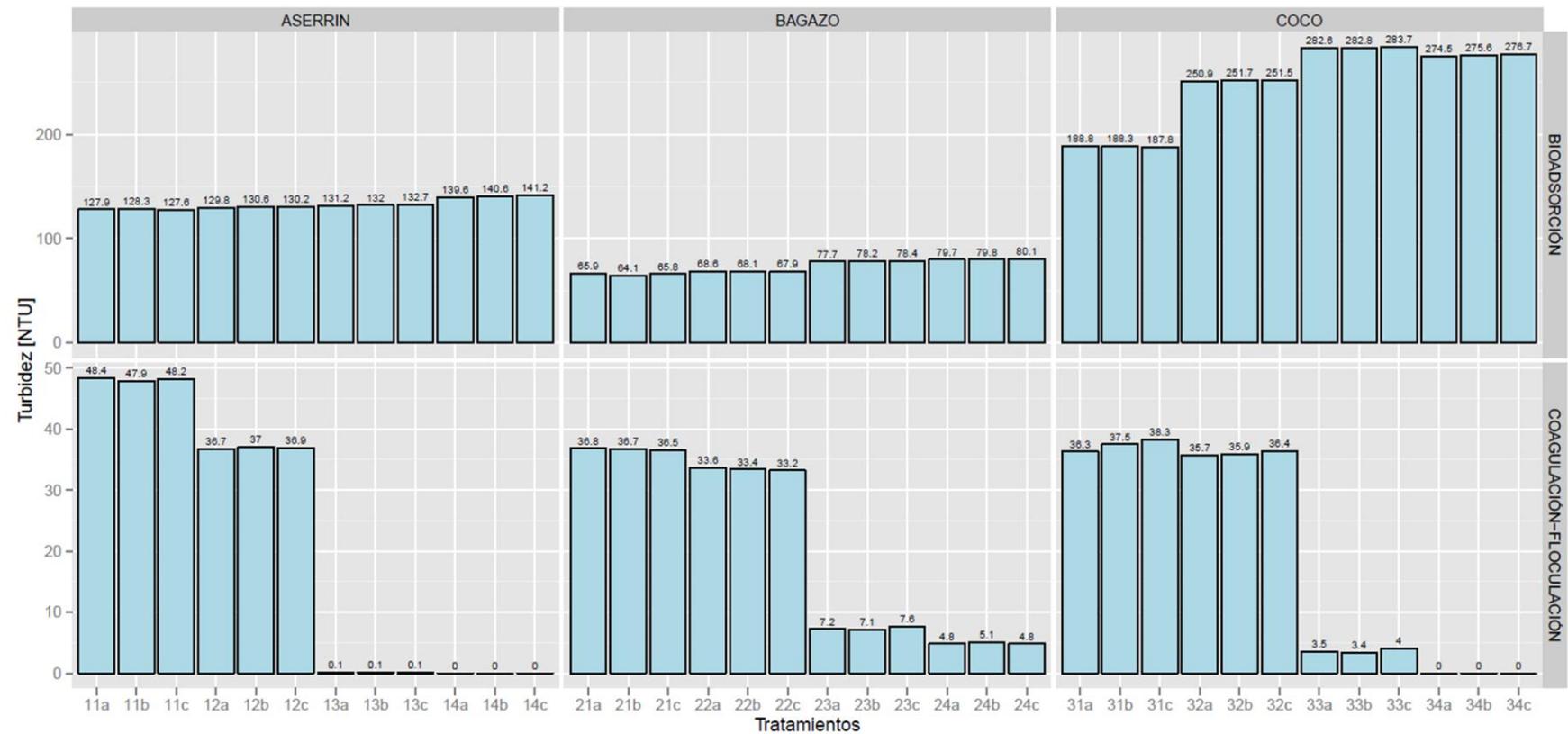


Figura 26. Turbidez obtenida en el DE-6

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de turbidez del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de turbidez del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

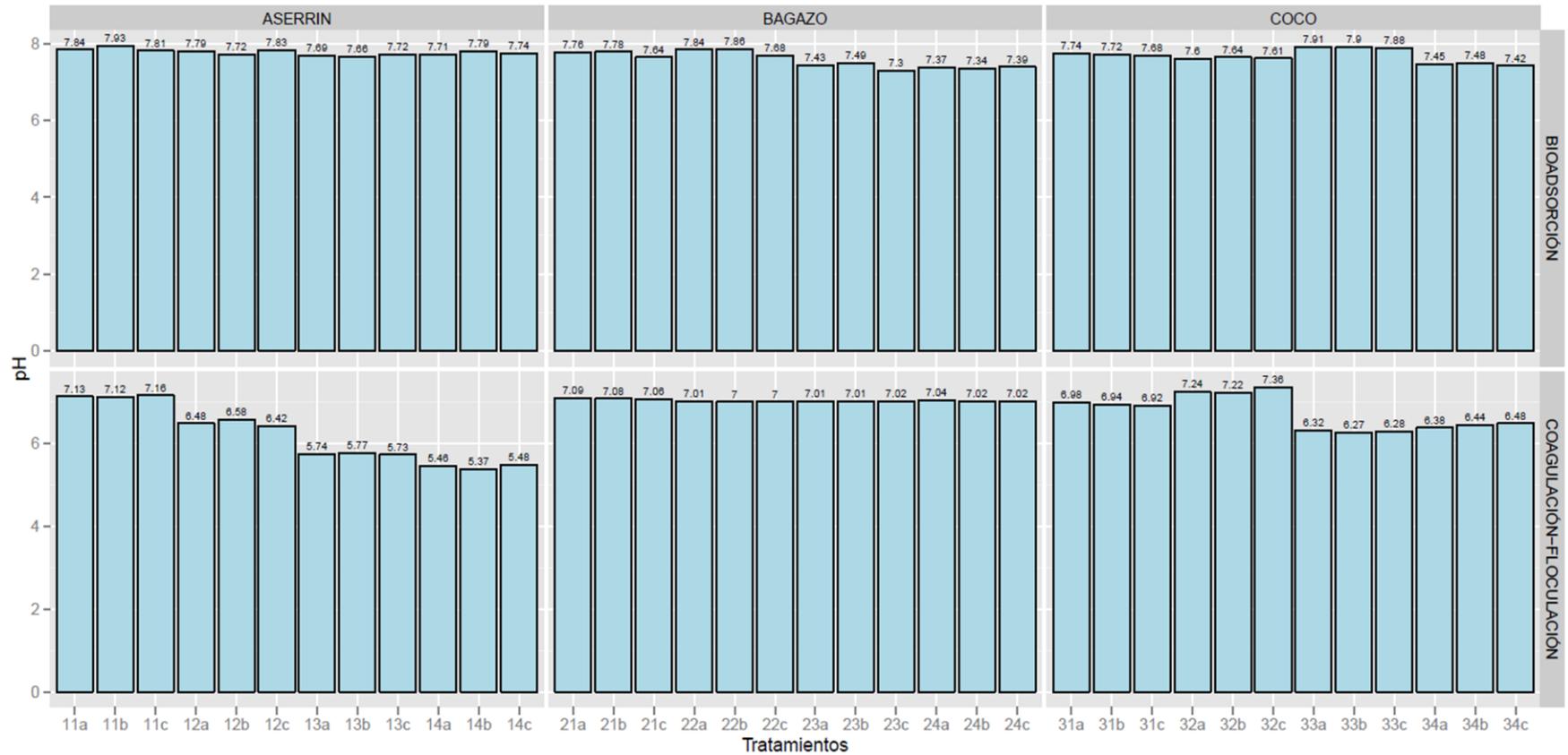


Figura 27. Potencial de hidrógeno obtenido en el DE-6

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de pH del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de pH del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

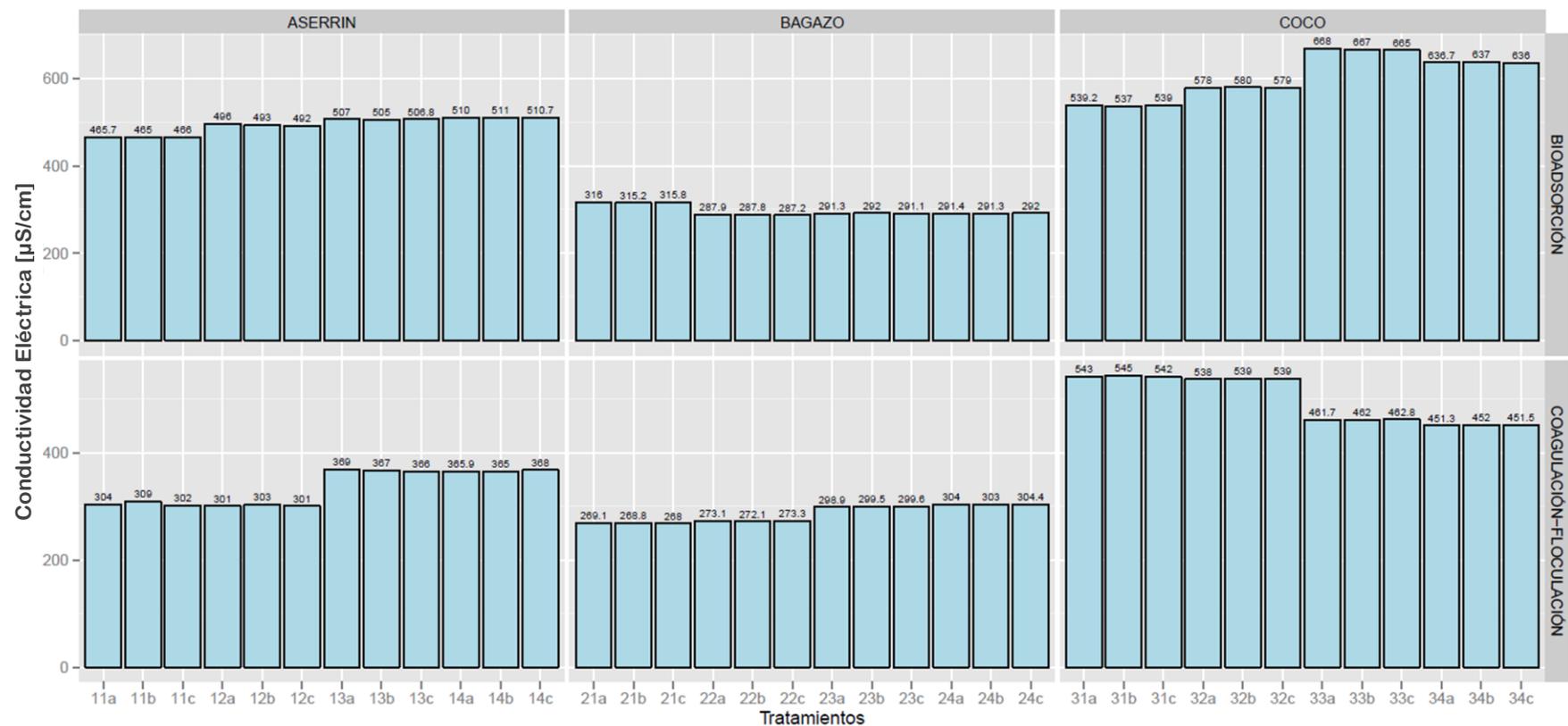
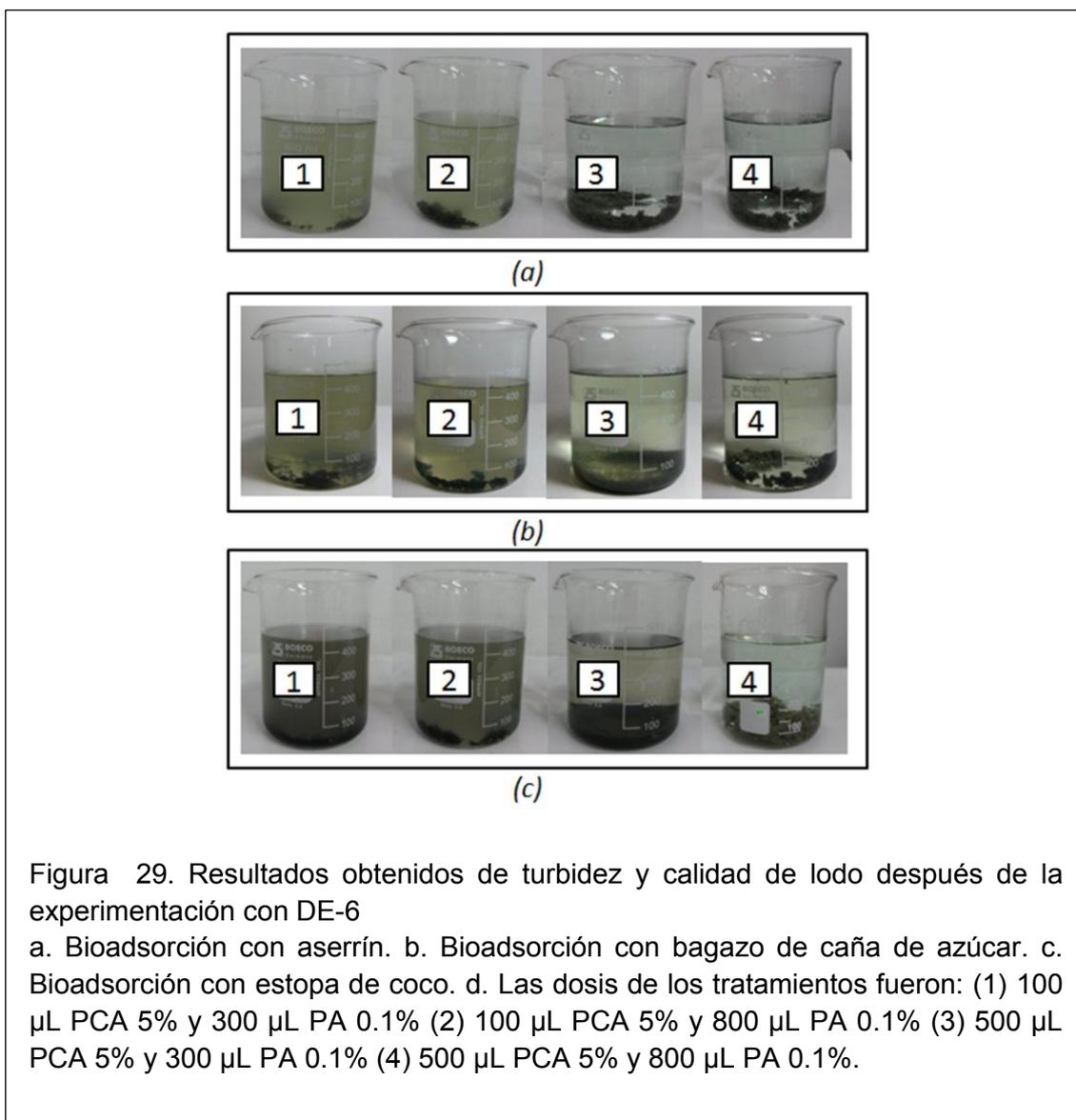


Figura 28. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-6

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de conductividad eléctrica del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de conductividad eléctrica del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

En la Figura 29, se evidencia los resultados fotográficos de turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento según DE-6.



En las Figuras 30-32, se presenta los datos obtenidos en el DE-7 con tres réplicas cada tratamiento según la Tabla 16. Se experimentaron los siguientes factores: % de salinidad y tipo de coagulante químico (PCA y FeCl_3). Se mantuvo dosificaciones constantes de 300 μ L para los coagulantes químicos y 800 μ L para el floculante (PA 0.1%). Los parámetros medidos fueron: Turbidez (NTU), pH y conductividad eléctrica (mS/cm).

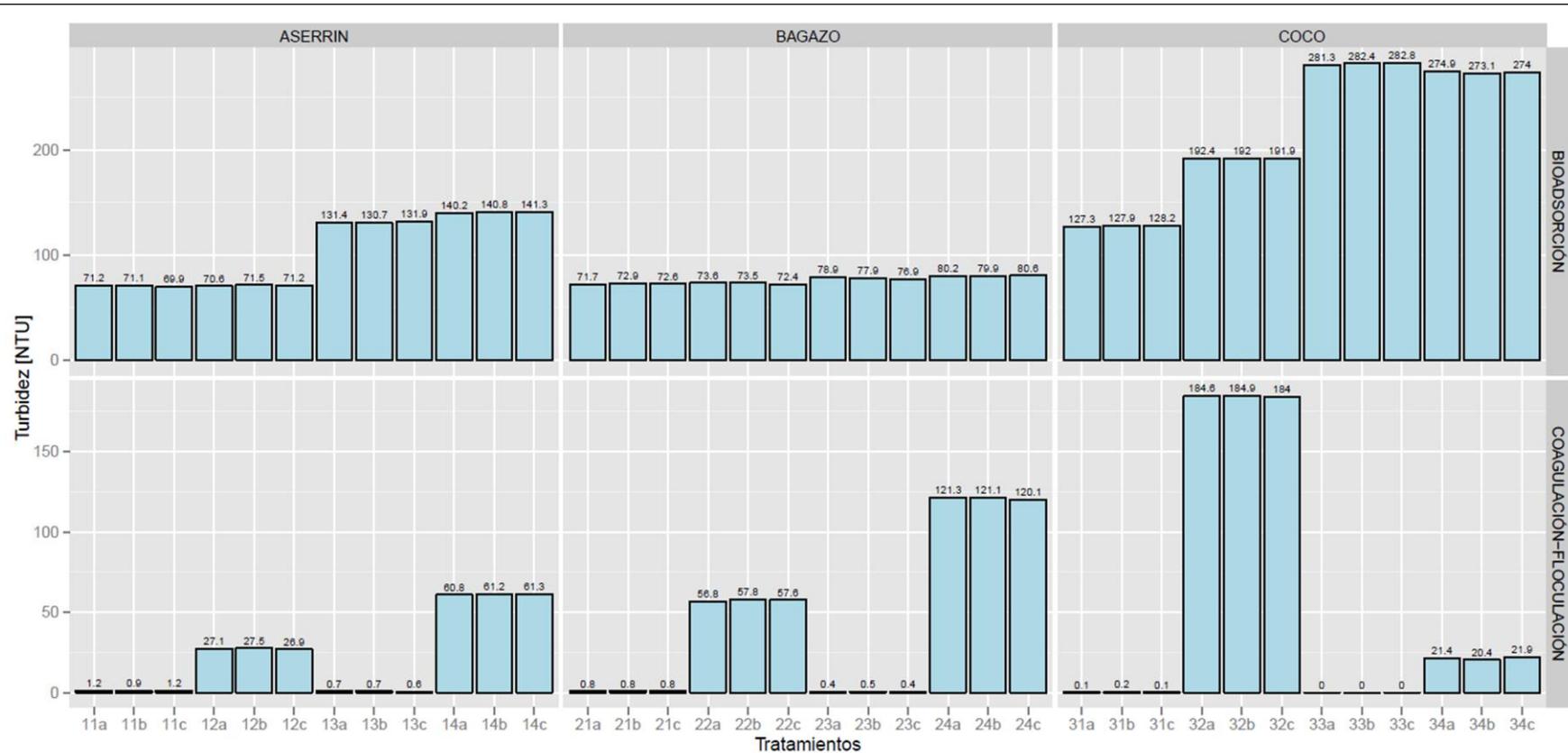


Figura 30. Turbidez obtenida en el DE-7

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de turbidez del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de turbidez del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

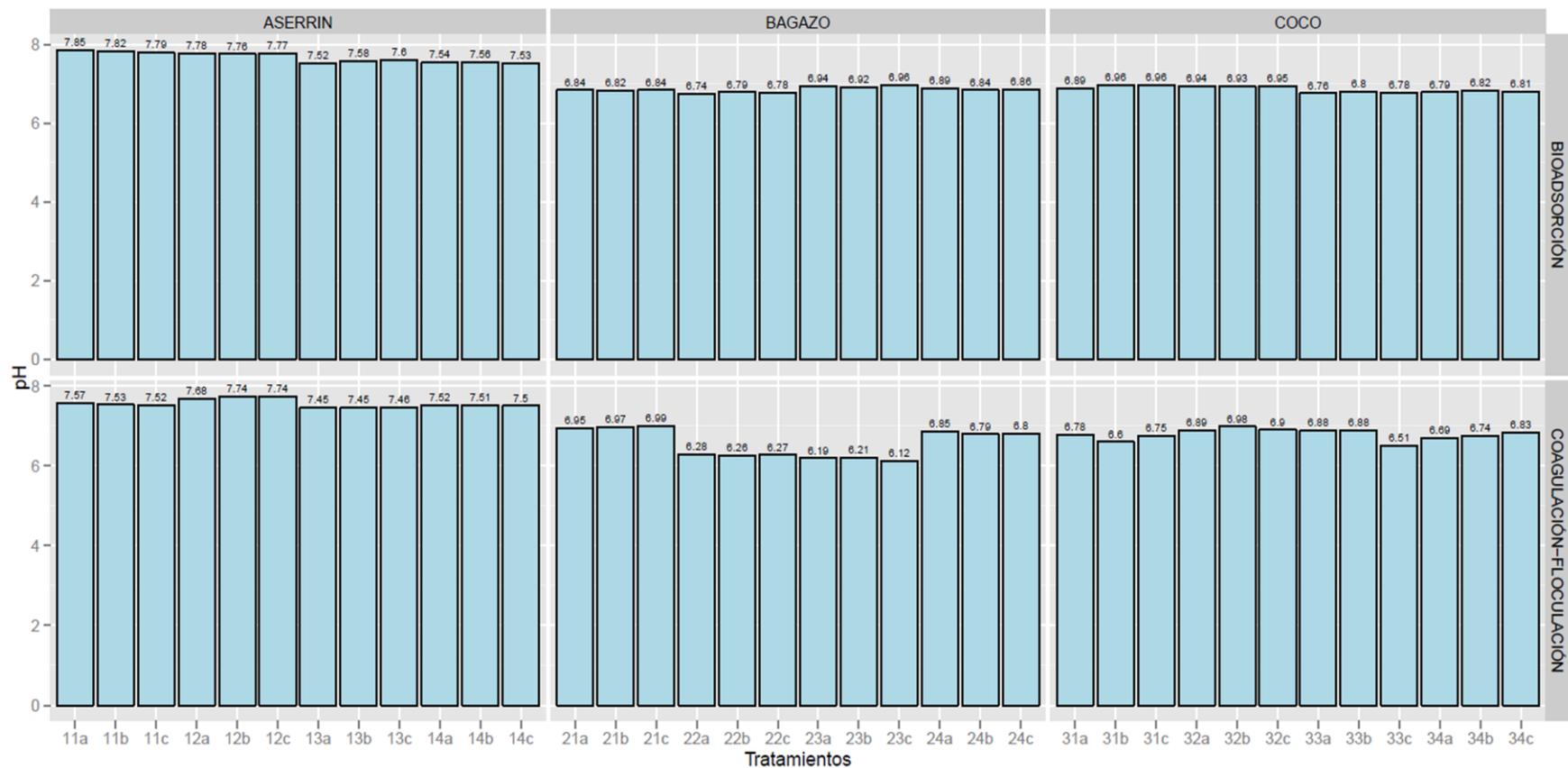


Figura 31. Potencial de hidrógeno obtenido en el DE-7

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de pH del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de pH del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

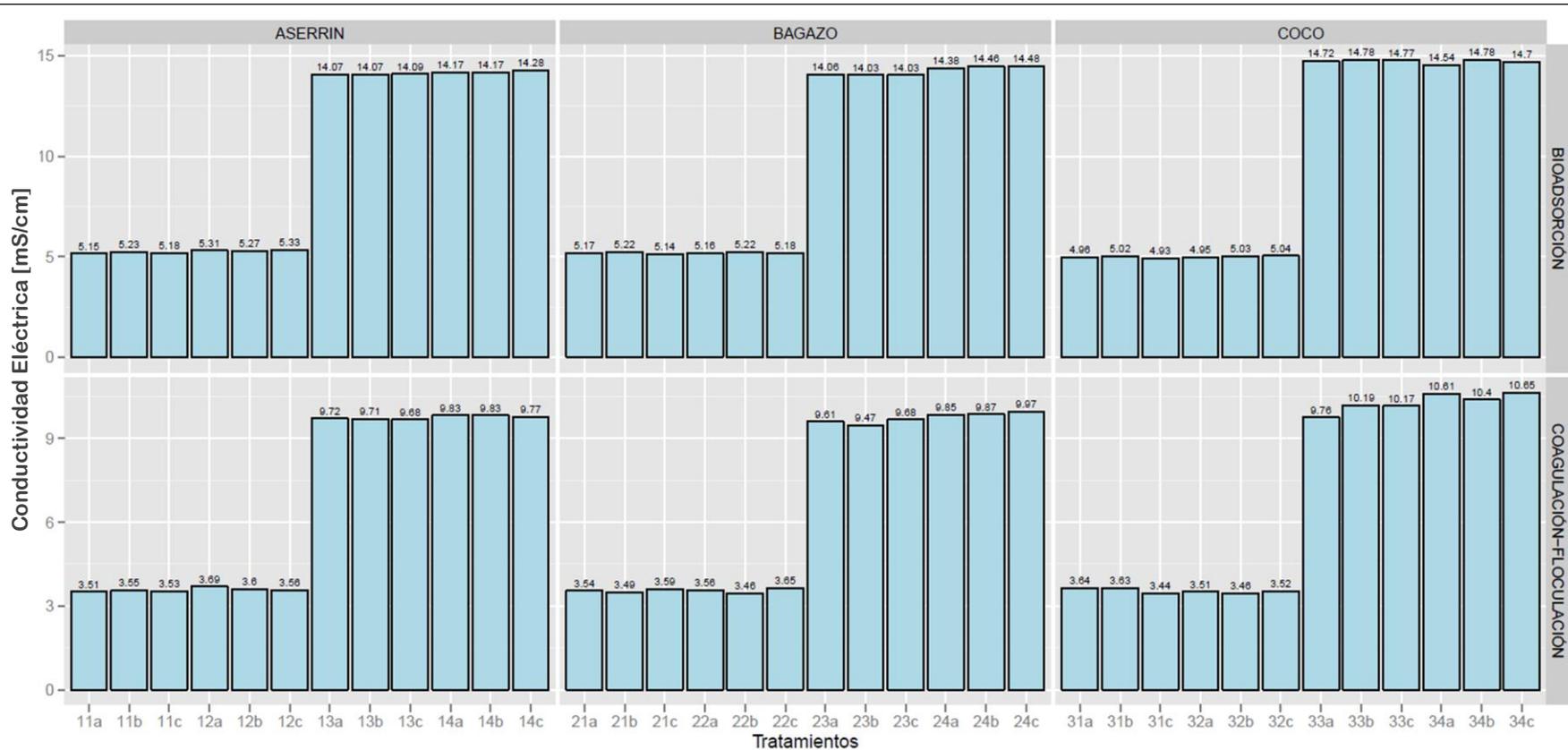
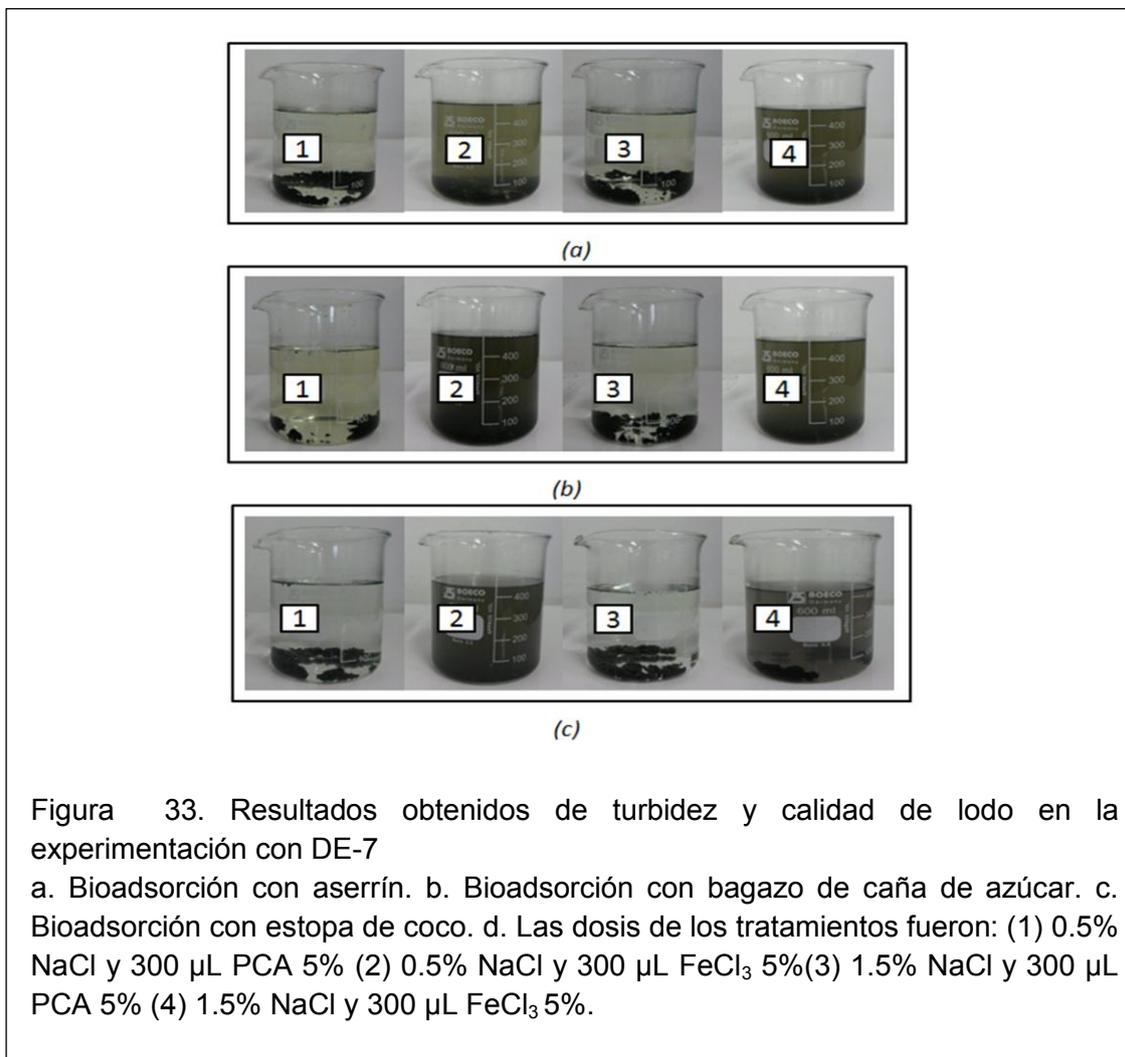


Figura 32. Conductividad eléctrica obtenida en el DE-7

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de conductividad eléctrica del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de conductividad eléctrica del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13, 14: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23, 24: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33, 34: primer, segundo, tercer y cuarto tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

En la Figura 33, se muestra los resultados fotográficos de turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento según DE-7.



En la Figura 34, se muestra los datos alcanzados en el DE-8 con tres réplicas cada tratamiento según la Tabla 17. Se experimentaron dosis bajas de coagulante químico (PCA 5%) con dosificaciones constantes de salinidad (1.5% NaCl) y PA 0.1% (800 μ L). El principal parámetro de respuesta fue la turbidez (NTU) y calidad del lodo formado después del tratamiento. En la etapa de bioadsorción previo a la coagulación-floculación se utilizó para cada tratamiento dosificaciones constantes de: bioadsorbente (0.3 g) y tamaño de partícula (0.3 mm) utilizando los siguientes bioadsorbentes: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco.

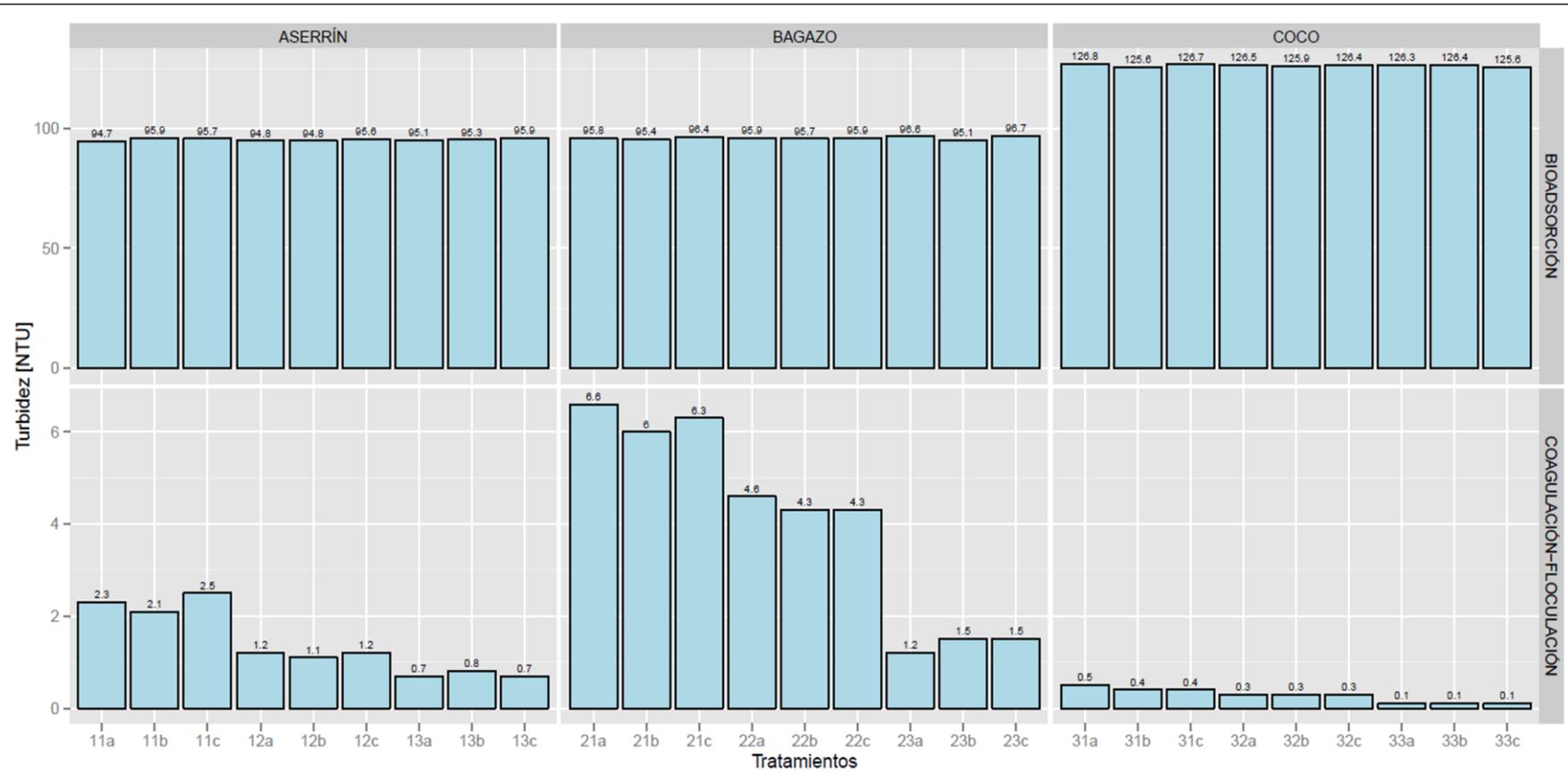
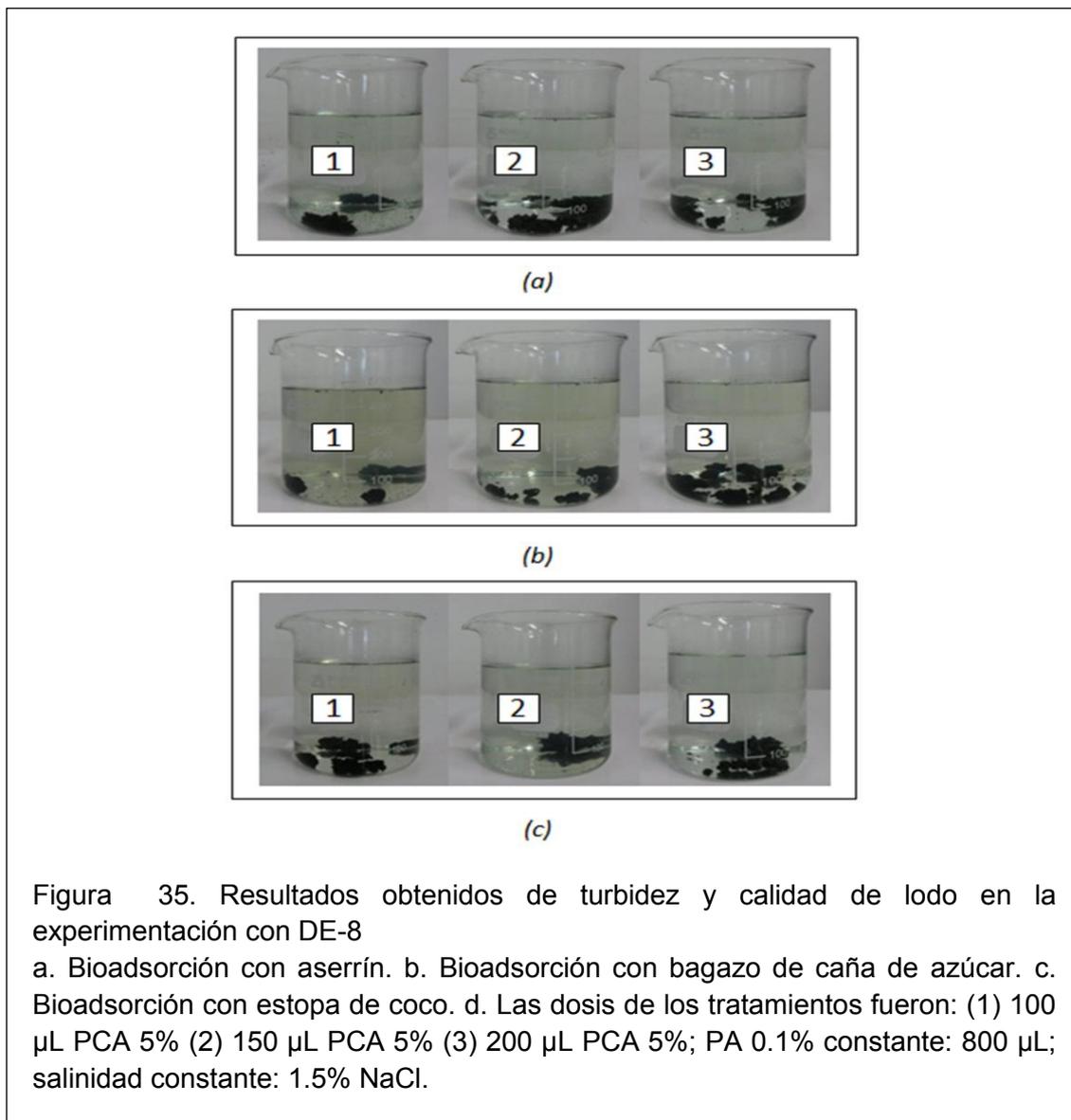


Figura 34. Turbidez obtenida en el DE-8

a. Bioadsorción: Recopila los resultados de turbidez del agua residual después de la etapa de bioadsorción. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de turbidez del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las letras a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. d. Los números representan el número de tratamientos así: 11, 12, 13: primer, segundo y tercer tratamiento con aserrín, respectivamente; 21, 22, 23: primer, segundo y tercer tratamiento con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32, 33: primer, segundo y tercer tratamiento con estopa de coco, respectivamente.

En la Figura 35, se evidencia los resultados fotográficos de turbidez y calidad del lodo formado después del tratamiento según DE-8.



En la Figura 36, se recopila los datos alcanzados en el DE-9 (diseño de optimización) según la Tabla 18. Se experimentaron diferentes dosificaciones de coagulante químico (PCA 5%) y floculante (PA 0.1%) con y sin salinidad. La respuesta principal fue la turbidez y calidad del lodo formado después del tratamiento. En la etapa de bioadsorción previo a la coagulación-floculación se utilizó para cada tratamiento dosificaciones constantes de: bioadsorbente (0.3 g) y tamaño de partícula (0.3 mm). Se aplicó como adsorbente natural estopa de coco.

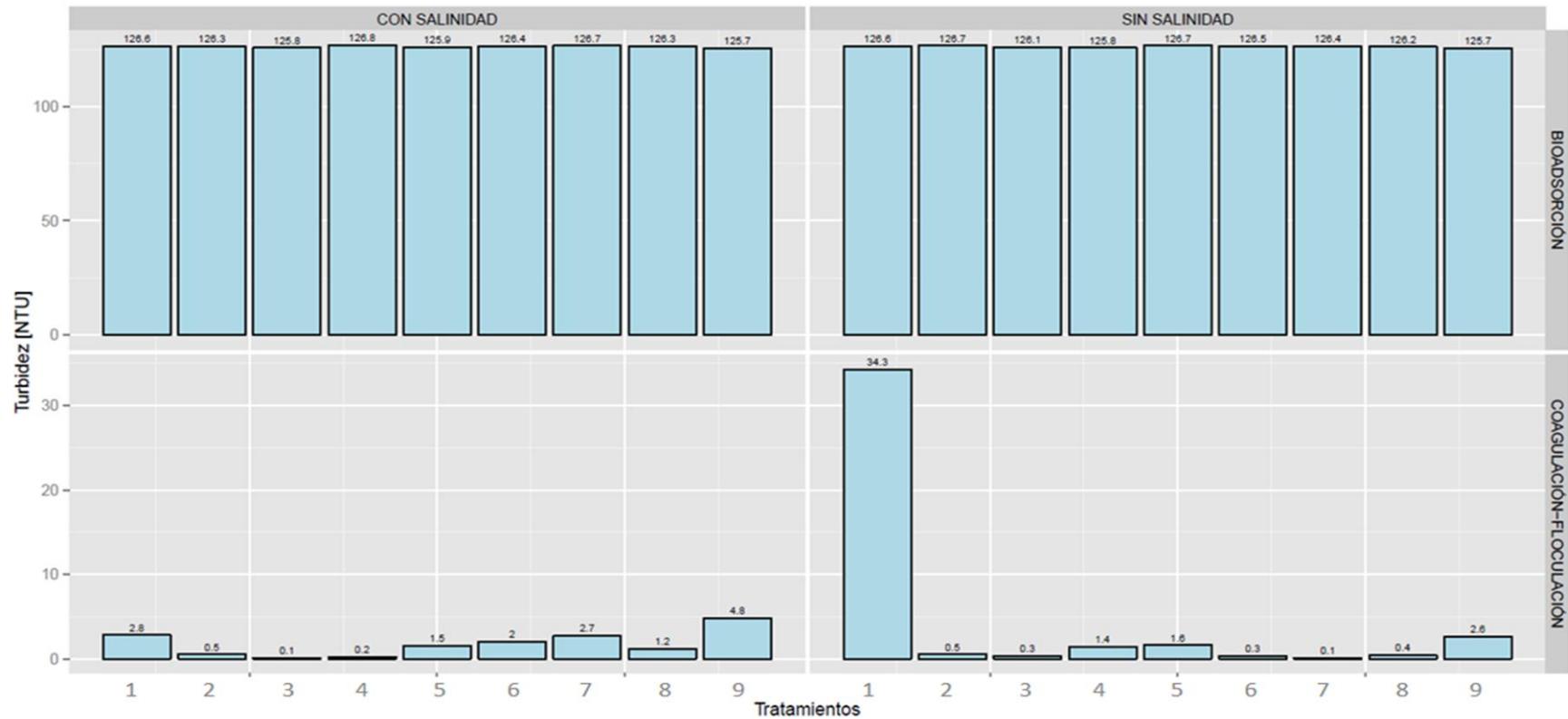


Figura 36. Turbidez obtenida en el DE-9

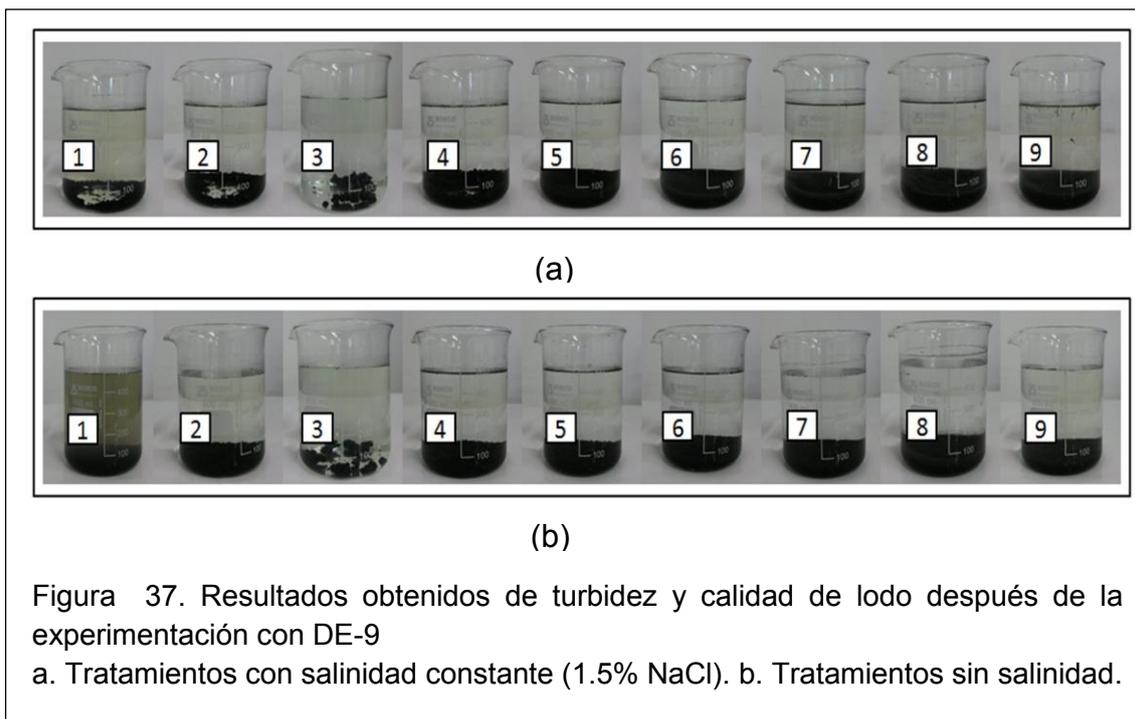
a. Bioadsorción: Recopila los resultados de turbidez del agua residual después de la etapa de bioadsorción utilizando estopa de coco con dosis constantes de bioadsorbente: 0.3 g y tamaño de partícula: 0.3 mm. b. Coagulación-floculación: Recopila los resultados de turbidez del agua después de la etapa de coagulación-floculación. c. Las dosis de los tratamientos fueron: (1) 100 µL PCA 5% y 200 µL PA 0.1% (2) 300 µL PCA 5% y 400 µL PA 0.1% (3) 500 µL PCA 5% y 600 µL PA 0.1% (4) 700 µL PCA 5% y 800 µL PA 0.1% (5) 900 µL PCA 5% y 1000 µL PA 0.1% (6) 1100 µL PCA 5% y 1200 µL PA 0.1% (7) 1300 µL PCA 5% y 1400 µL PA 0.1% (8) 1500 µL PCA 5% y 1600 µL PA 0.1% (9) 1700 µL PCA 5% y 1800 µL PA 0.1%.

En la Tabla 21, se detalla los resultados cualitativos de turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento según DE-9. En la Tabla, el término *aspecto* representa la descripción cualitativa de turbidez y calidad de lodo obtenido después de cada tratamiento de acuerdo a DE-9 con salinidad y DE-9 sin salinidad.

Tabla 21. Descripción cualitativa de turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento según DE-9

DE-9 Con salinidad	Aspecto	DE-9 Sin salinidad	Aspecto
1	Agua ligera blanquecina, lodo suelto y compacto	1	Agua coloración café con sólidos en suspensión, calidad de lodo malo
2	Agua blanquecina, lodo suelto y compacto	2	Agua blanquecina, lodo suelto y compacto
3	Agua blanquecina, lodo muy compacto	3	Agua blanquecina, lodo compacto
4	Agua blanquecina, lodo suelto y compacto	4	Agua blanquecina, lodo suelto y compacto
5	Agua blanquecina, calidad de lodo malo	5	Agua blanquecina, lodo suelto y compacto
6	Agua blanquecina, calidad de lodo malo	6	Agua blanquecina, calidad de lodo malo
7	Agua blanquecina, calidad de lodo malo	7	Agua blanquecina, calidad de lodo malo
8	Agua blanquecina, calidad de lodo malo	8	Agua blanquecina, calidad de lodo malo
9	Agua blanquecina, lodo suelto con sólidos flotantes	9	Agua blanquecina, calidad de lodo malo

En la Figura 37, se presenta los resultados fotográficos de turbidez y calidad de lodo formado después de cada tratamiento según DE-9 con y sin salinidad.



En la Figura 38, se presenta los datos de turbidez obtenidos en el DE-10 utilizando como coagulantes químicos, policloruro de aluminio y cloruro férrico ambos al 5% m/v, 10% m/v y 15% m/v, y como floculante PA 0.1% con y sin salinidad.

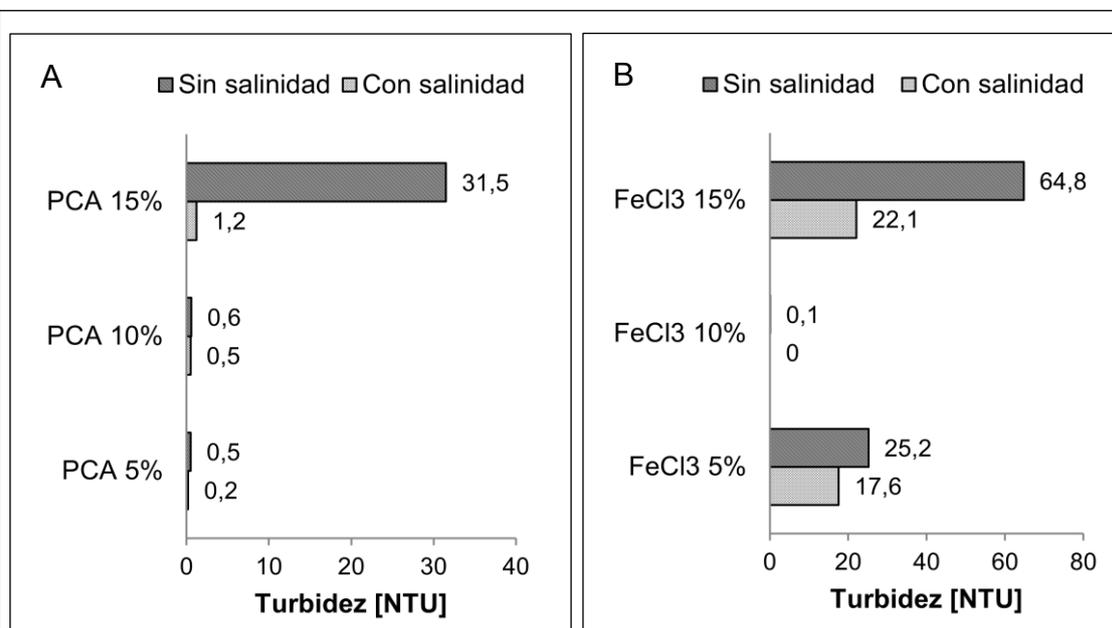


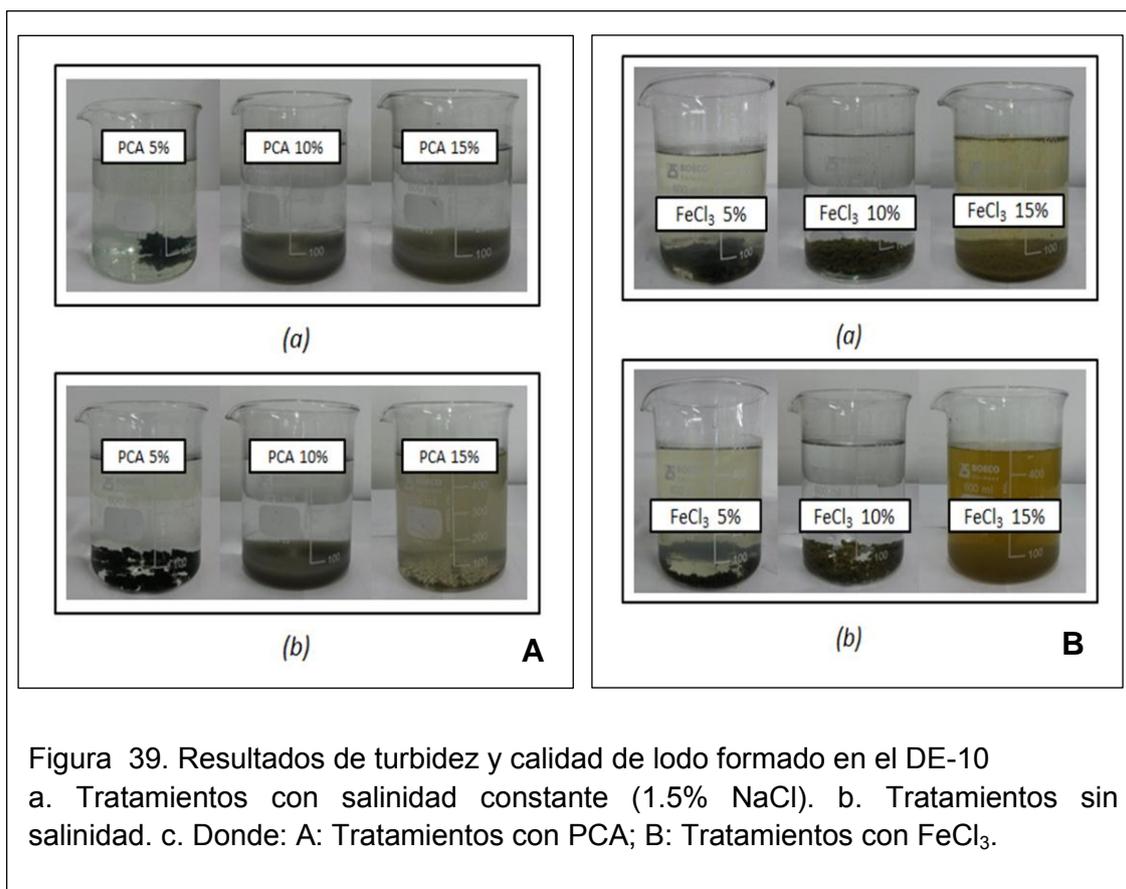
Figura 38. Resultados de turbidez obtenidos en el DE-10
a. Donde: A: Resultados de turbidez con y sin salinidad para los tratamientos con PCA; B: Resultados de turbidez con y sin salinidad para los tratamientos con FeCl₃.
b. La dosis para cada tratamiento fue: 500 μ L PCA o FeCl₃ y 600 μ L PA 0.1%.

En la Tabla 22, se detalla los resultados cualitativos de turbidez y calidad de lodo formado luego del tratamiento según DE-10. En la Tabla, el término *aspecto* representa la descripción cualitativa de turbidez y calidad de lodo obtenido después de cada tratamiento.

Tabla 22. Resultados de turbidez y calidad de lodo formado después de cada tratamiento según DE-10

Tratamiento	Aspecto (Con salinidad)	Aspecto (Sin salinidad)
PCA 5%	Agua blanquecina, lodo muy compacto	Agua blanquecina, lodo compacto
PCA 10%	Agua blanquecina, calidad de lodo malo	Agua blanquecina, calidad de lodo malo
PCA 15%	Agua blanquecina, calidad de lodo malo	Agua coloración ligera café, calidad de lodo malo con sólidos flotantes
FeCl ₃ 5%	Agua ligera amarillenta, lodo suelto poco compacto	Agua ligera amarillenta, lodo suelto y compacto
FeCl ₃ 10%	Agua blanquecina, lodo suelto y compacto	Agua blanquecina, calidad de lodo bueno
FeCl ₃ 15%	Agua amarillenta, calidad de lodo malo	Agua coloración amarillenta intensa, no hay formación de lodos

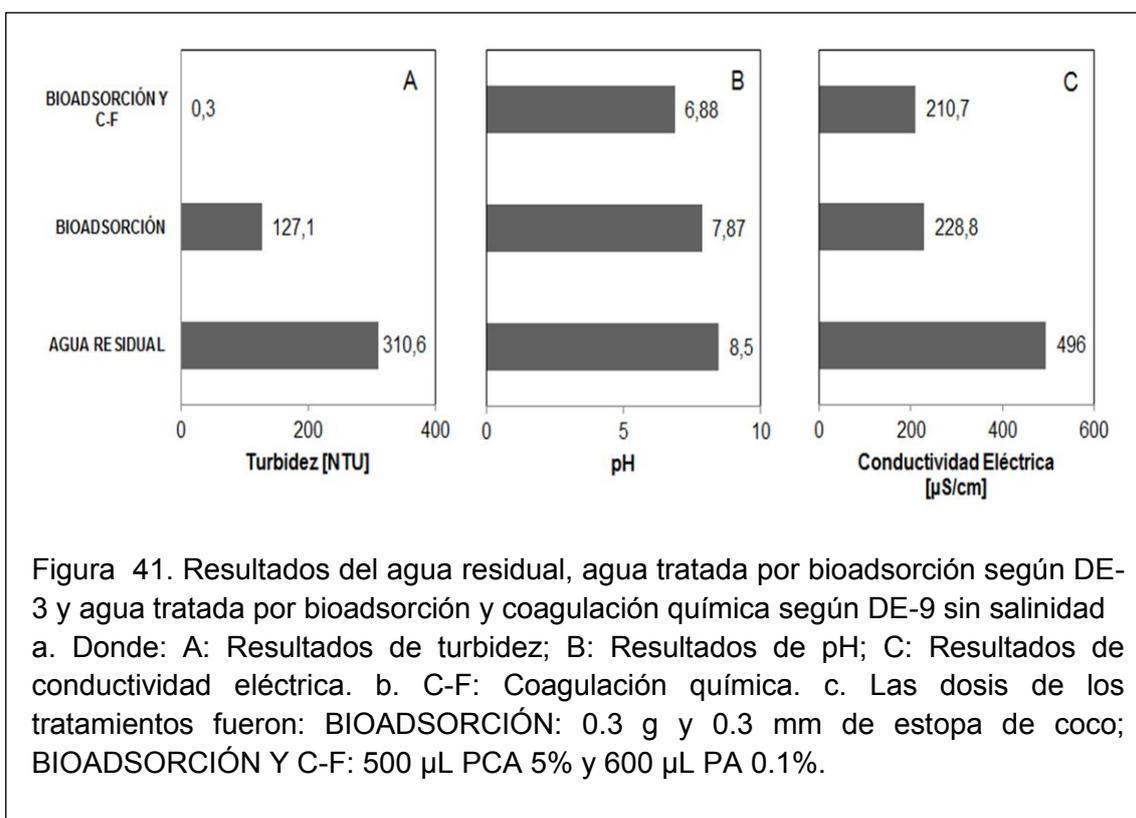
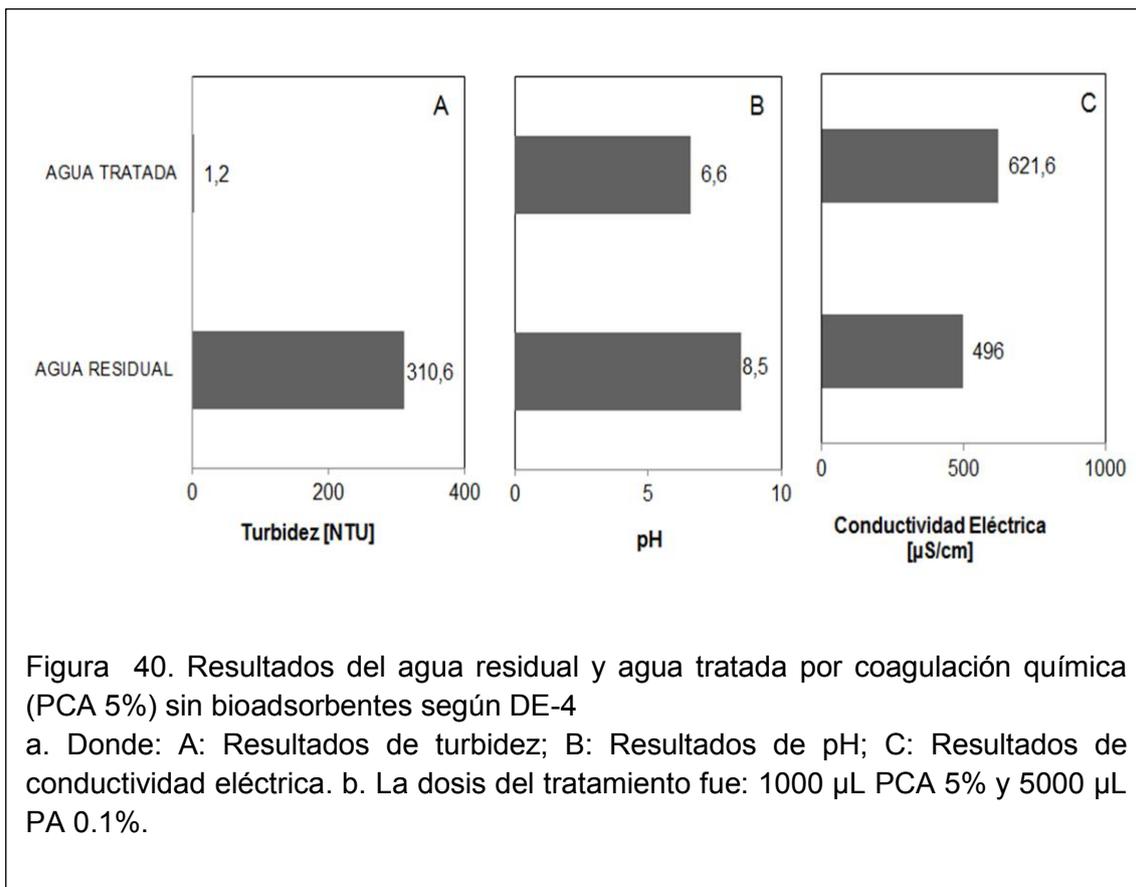
En la Figura 39, se muestra los resultados fotográficos de turbidez y calidad de lodo formado luego del tratamiento con policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl₃) ambos con salinidad y sin salinidad según DE-10.



3.6 Caracterización físico-química del agua tratada

A continuación se presentan los datos alcanzados durante el análisis físico-químico caracterizado al agua residual de lavado y lubricado de autos, al agua tratada por bioadsorción seleccionada del DE-3 (Tipo de bioadsorbente= estopa de coco; dosis de bioadsorbente= 0.3 g; tamaño de partícula= 0.3 mm), al agua tratada por coagulación química sin la aplicación de bioadsorbentes obtenida en el DE-4 y al agua tratada por bioadsorción y coagulación química alcanzada en el DE-9 (Tipo de coagulante químico= PCA 5%; dosis coagulante= 500 μL ; dosis floculante= 600 μL PA 0.1%).

En las siguientes figuras se muestran los parámetros físico-químicos analizados:



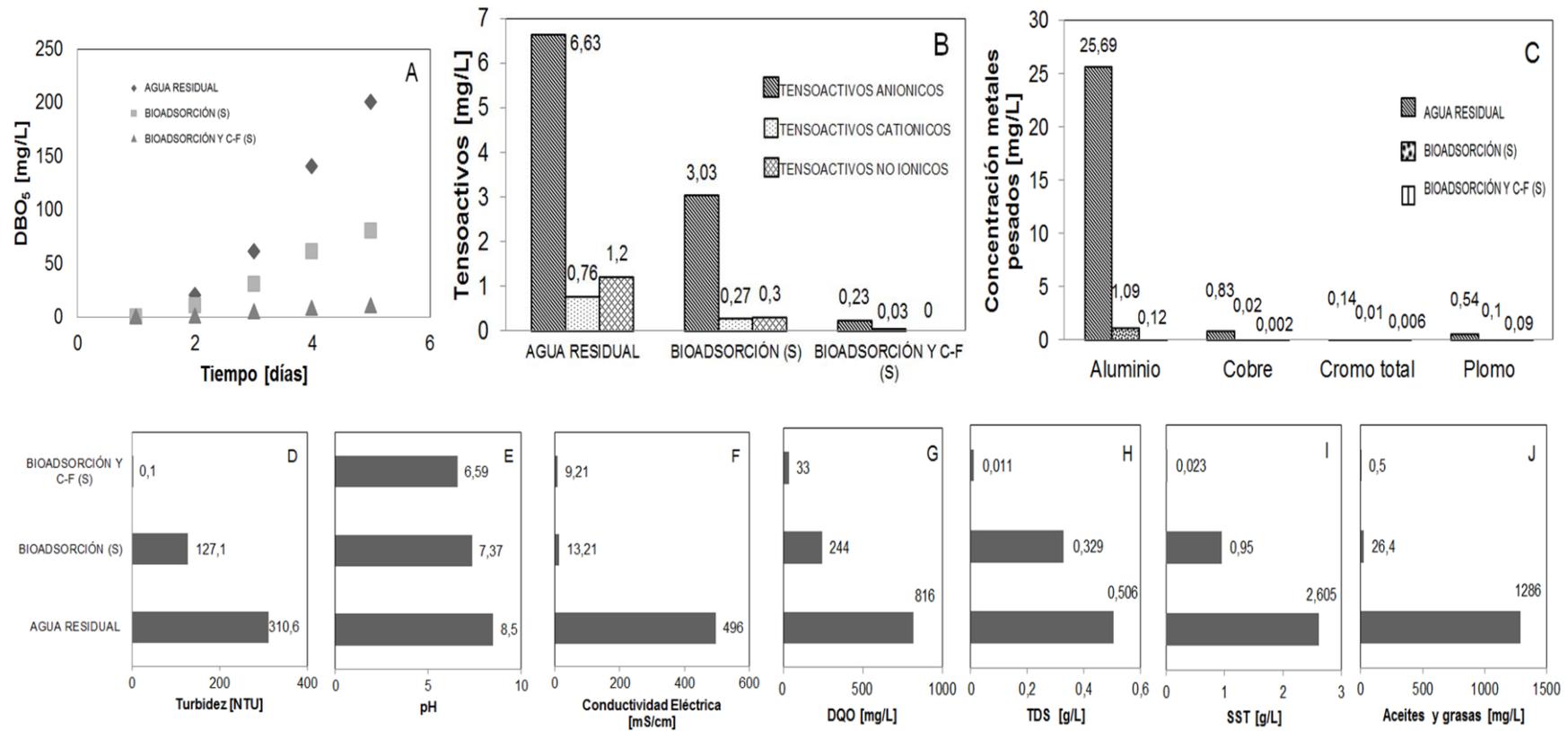
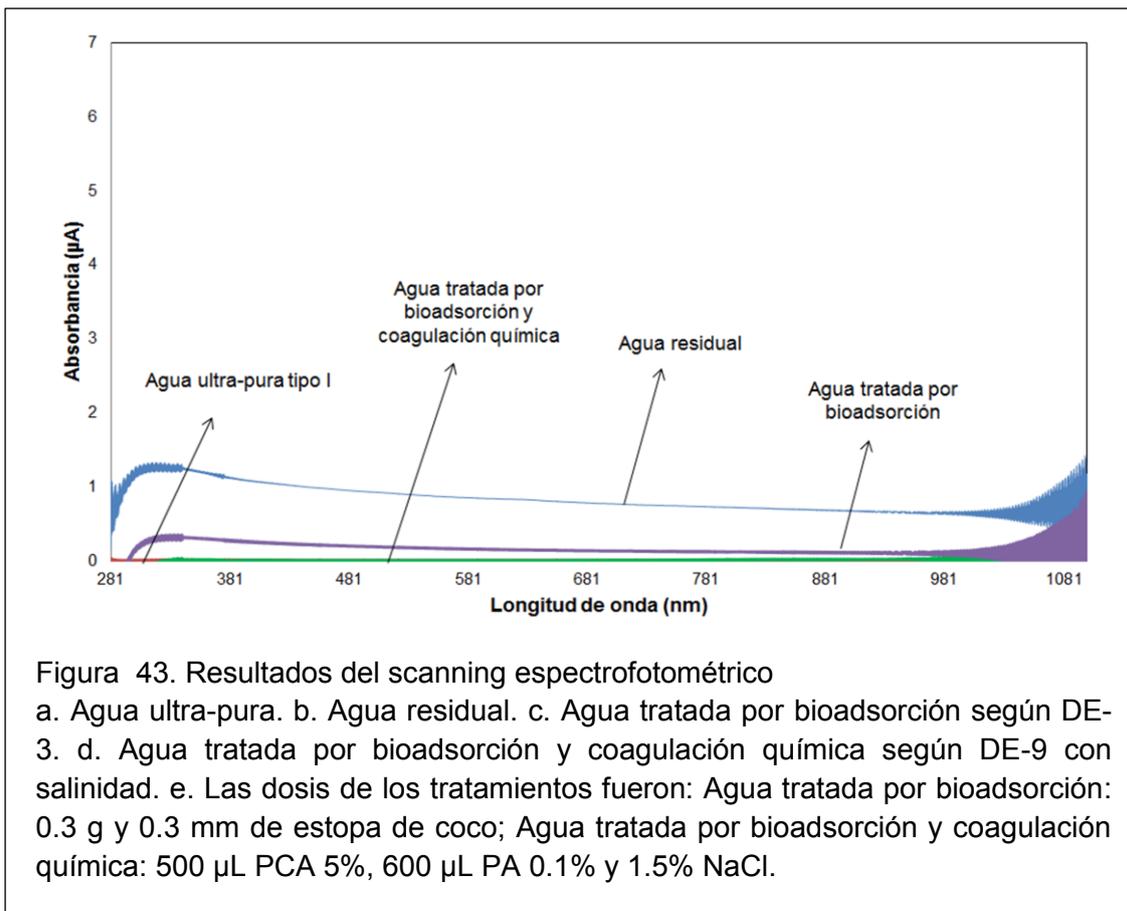
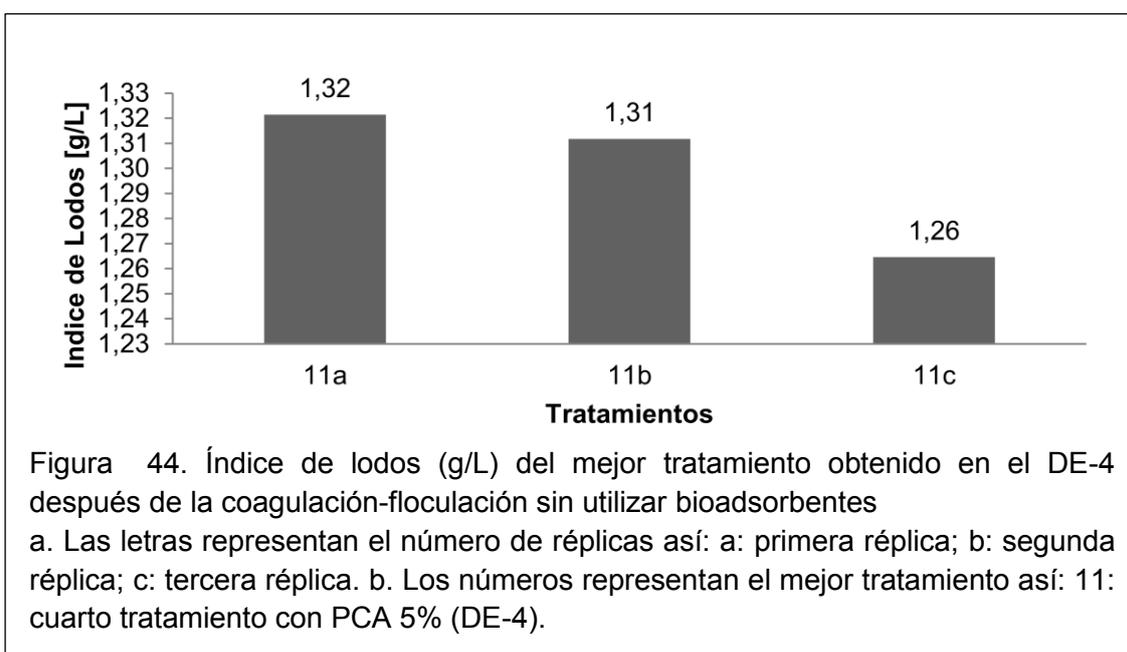


Figura 42. Resultados del agua residual, agua tratada por bioadsorción según DE-3 y agua tratada por bioadsorción y coagulación química según DE-9 con salinidad
a. Donde: A: Resultados de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅); B: Resultados de tensoactivos; C: Resultados de la concentración de metales pesados; D: Resultados de turbidez; E: Resultados de pH; F: Resultados de conductividad eléctrica; G: Resultados de la Demanda Química de Oxígeno (DQO); H: Resultados de sólidos disueltos totales (TDS); I: Resultados de sólidos suspendidos totales (SST); J: Resultados de aceites y grasas lubricantes; C-F: Coagulación química; S: 1.5% de salinidad.



En las Figuras 44-48, se muestran los resultados del índice de lodos obtenidos en el DE-4, DE-6, DE-7, DE-8, DE-9 y DE-10. Este parámetro se midió únicamente para los mejores tratamientos de cada diseño experimental propuesto.



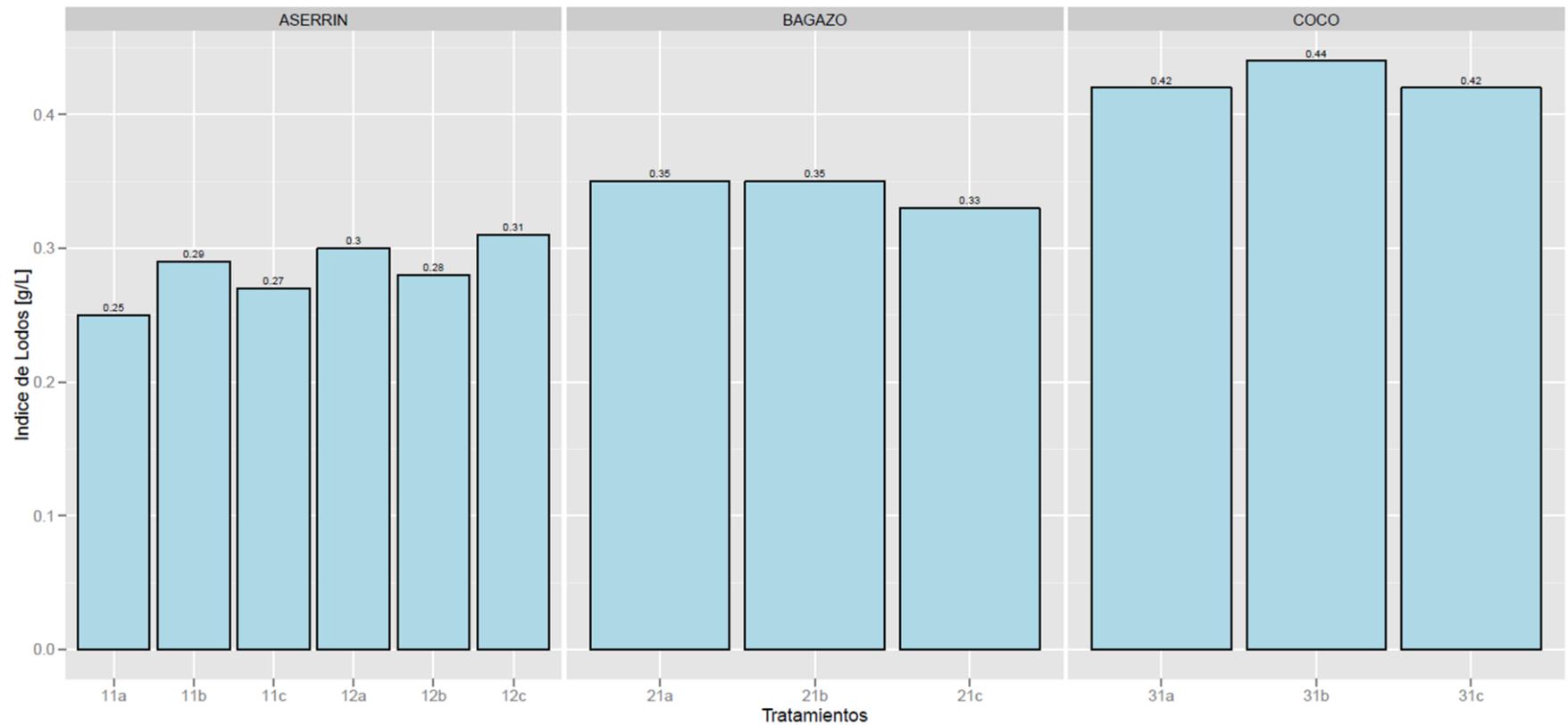


Figura 45. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-6 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco
 a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan los mejores tratamientos así: 11, 12: tercer y cuarto tratamiento con aserrín, respectivamente; 21: cuarto tratamiento con bagazo de caña de azúcar; 31: cuarto tratamiento con estopa de coco.

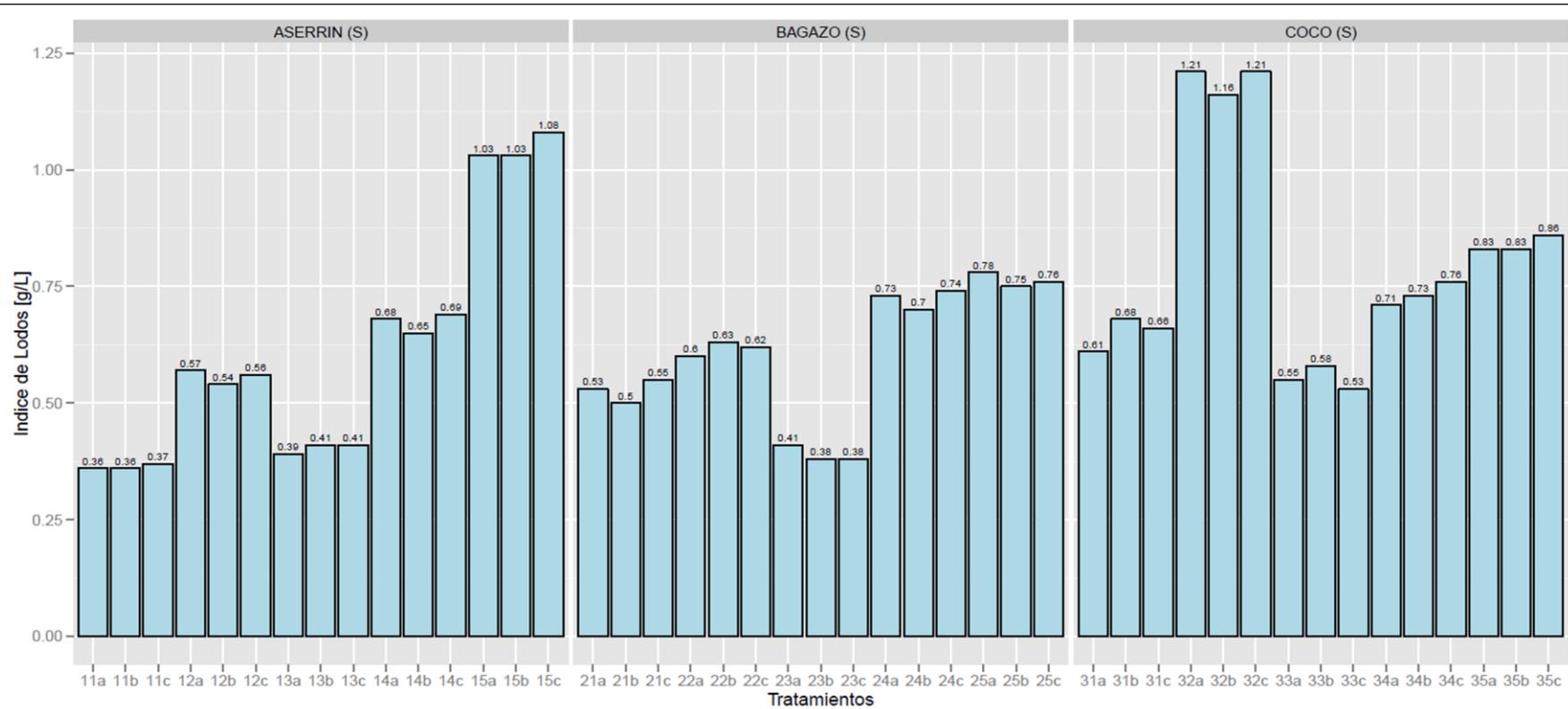


Figura 46. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-7 y DE-8 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco

a. Las letras representan el número de réplicas así: a: primera réplica; b: segunda réplica; c: tercera réplica. b. Los números representan los mejores tratamientos así: 11, 12: primer y tercer tratamiento del DE-7 con aserrín, respectivamente; 13, 14, 15: primer, segundo y tercer tratamiento del DE-8 con aserrín, respectivamente; 21, 22: primer y tercer tratamiento del DE-7 con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 23, 24, 25: primer, segundo y tercer tratamiento del DE-8 con bagazo de caña de azúcar, respectivamente; 31, 32: primer y tercer tratamiento del DE-7 con estopa de coco, respectivamente; 33, 34, 35: primer, segundo y tercer tratamiento del DE-8 con estopa de coco, respectivamente. c. Donde: S: Salinidad.

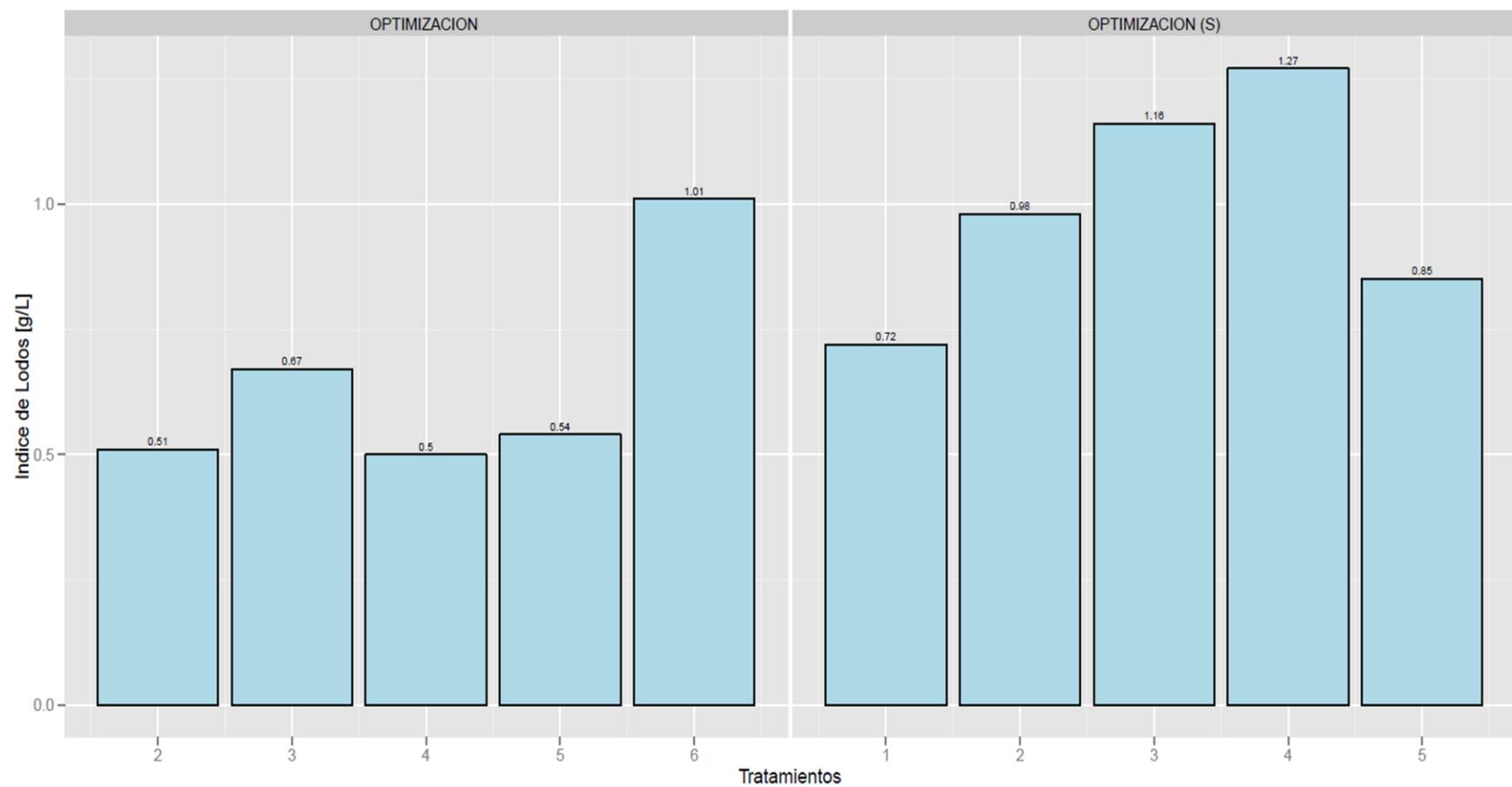


Figura 47. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-9 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción estopa de coco
 a. OPTIMIZACIÓN: Tratamientos sin salinidad. b. OPTIMIZACIÓN (S): Tratamientos con salinidad (1.5% NaCl). c. Los números representan los mejores tratamientos del DE-9.

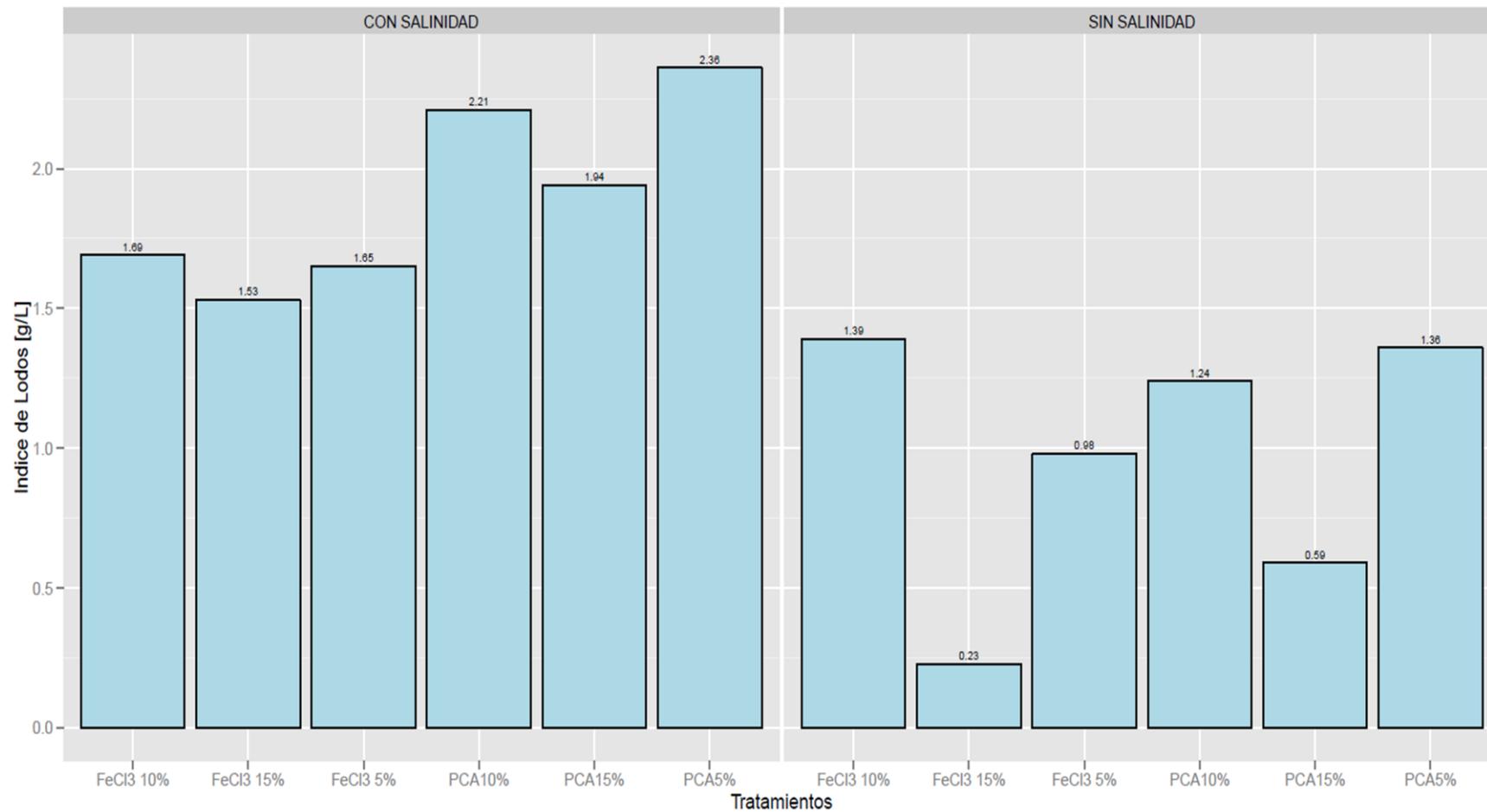


Figura 48. Índice de lodos (g/L) de los mejores tratamientos obtenidos en el DE-10 después de la coagulación-floculación utilizando en la bioadsorción estopa de coco

4. CAPÍTULO IV: ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Potencial bioadsorbente de materiales naturales de desecho

La bibliografía indica que la bioadsorción constituye una alternativa en la remoción de una amplia variedad de contaminantes presentes en medios acuosos. Además, menciona que se han investigado diferentes materiales de desecho lignocelulósicos como residuos de madera, cortezas, cáscaras de frutos secos, residuos de cereales y hojas de árboles con capacidad bioadsorbente de iones metálicos y colorantes en aguas contaminadas, siendo el 80% de estudios enfocados únicamente a la adsorción de este tipo de contaminantes (Quiñones, Tejada, Arcia y Ruiz, 2013, pp. 481–484). Debido al déficit de estudios sobre la remoción de los principales contaminantes presentes en los efluentes del sector de lavado y lubricado de autos, la presente investigación es un aporte al estudio bioadsorbente de aceites y grasas lubricantes.

La Figura 49, indica los resultados de las pruebas cualitativas realizadas para la selección de los mejores compuestos naturales con capacidad adsorbente de aceites. Se experimentó cuatro materiales de desecho lignocelulósicos (aserrín, bagazo de caña de azúcar, cáscara de arroz y estopa de coco) y un bioadsorbente mineral (zeolita natural). Se utilizó en mayor proporción bioadsorbentes lignocelulósicos porque son económicos, disponibles en abundancia y porque según la investigación científica se componen principalmente de celulosa, hemicelulosa y lignina responsables de la remoción de una amplia gama de contaminantes, ya que en su estructura sostienen los grupos funcionales tales como hidroxilo, carboxilo, fenoles, metoxilo, etc., que participan en la unión con los contaminantes (Osman, Badwy y Ahmad, 2010, pp. 51-62; Rangabhashiyam, Anu y Selvaraju, 2013, p. 630). En la Tabla 23, se muestra la composición de celulosa, hemicelulosa y lignina de cada bioadsorbente.

Además, en la Figura 49 se evidencia que los tratamientos con aserrín (A), bagazo de caña de azúcar (B) y estopa de coco (D) presentaron baja

intensidad de aceite remanente en el agua final y alto contenido de aceite adsorbido sobre su superficie, es decir, estos tres bioadsorbentes mostraron mayor potencial de adsorción de aceite en agua respecto a la cáscara de arroz y zeolita natural. Probablemente la cáscara de arroz no presentó alta capacidad de adsorción de aceite debido a que se observó una heterogeneidad en el tamaño de sus partículas, en mayor proporción partículas grandes. Por otro lado, Adebajo, Frost, Kloprogge, Carmody y Kokot (2003, p. 163), en su investigación sobre materiales porosos para limpiar derrames de petróleo reportaron que una desventaja de la zeolita es la baja capacidad de adsorción de compuestos orgánicos en comparación con otros adsorbentes. Esto puede explicar la pobre remoción de aceite sobre su superficie (Figura 49).

Haussard, Gaballah, Donato, Barrés y Mourey (2001, pp. 1356–1357) en su estudio sobre la adsorción de aceite usado mediante la corteza de conífera, sugiere que el mecanismo predominante entre la interacción del bioadsorbente y el aceite es física y probablemente no hay enlaces químicos con la celulosa.

Finalmente, en el presente trabajo se utilizó aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco como potenciales bioadsorbentes para la remoción de los contaminantes presentes en el agua residual de lavado y lubricado de autos. Estos materiales naturales de desecho se seleccionaron en base al alto potencial bioadsorbente visualizado en la Figura 49.

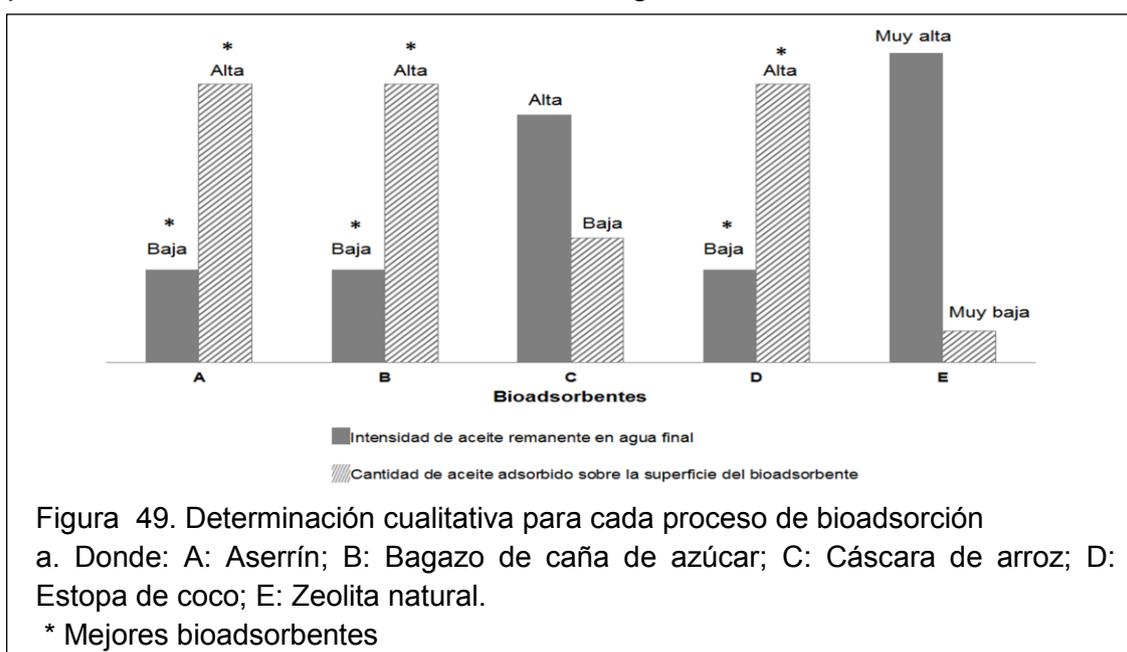


Tabla 23. Propiedades químicas de los bioadsorbentes experimentados

Identificación	Bioadsorbente	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)	Referencia
A	Aserrín	49.9	17.4	18.1	(Mosier et al., 2005, p. 674)
B	Bagazo de caña de azúcar	55.2	16.8	25.3	(Trindade et al., 2005, p. 2487)
C	Cáscara de arroz	36	21.34	21.44	(Wong, Lee, Low y Haron, 2003, p. 23)
D	Estopa de coco	32.65	7.95	59.40	(Jústiz, Virgo y Buchanan, 2008, p. 1277)
E	Zeolita natural (Clinoptilolita)	-	-	-	-

En la Figura 50, se presenta los parámetros finales alcanzados durante el tratamiento con bioadsorbentes utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según el diseño experimental DE-1. En esta Figura, se muestra el porcentaje de remoción de turbidez, el valor promedio de pH y conductividad eléctrica entre las 3 réplicas para cada tratamiento y el coeficiente de variación de los datos. El agua residual tuvo una turbidez inicial de 310.6 NTU. Según la Figura 50, luego del proceso de bioadsorción el mejor porcentaje de remoción de turbidez fue superior al 70% por el bagazo de caña de azúcar con un coeficiente de variación promedio de 0.7%. El segundo nivel ocupó el aserrín con un porcentaje de remoción superior al 50% y con un coeficiente de variación promedio inferior a 0.5%. El tercer nivel le corresponde a la estopa de

coco con un porcentaje de remoción de turbidez inferior al 40% y con un coeficiente de variación promedio menor a 0.3%. En promedio, el coeficiente de variación para el parámetro de turbidez fue inferior al 1%, lo cual asegura poca variabilidad y alta precisión de los datos obtenidos.

Por otro lado, la Figura 50 muestra que el pH no presenta una variación significativa entre el tratamiento con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco, en promedio, se obtuvieron valores de 7.77, 7.58 y 7.67, respectivamente. El coeficiente de variación promedio de pH para los tratamientos con estopa de coco fue 0.3%, seguido por el aserrín con un valor inferior al 0.7% y un valor inferior al 1% para el bagazo de caña de azúcar. En general, el coeficiente de variación promedio para el parámetro de pH entre los tres bioadsorbentes fue menor al 1%, lo cual permite asegurar confiabilidad de los resultados. En cuanto a la conductividad eléctrica la Figura 50 muestra que los tratamientos con bagazo de caña de azúcar obtuvieron los valores más bajos seguido por los tratamientos con aserrín y estopa de coco. El coeficiente de variación promedio para este parámetro fue 0.2% para los tratamientos con aserrín, seguido por un valor inferior al 0.2% para los tratamientos con bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. En general, el coeficiente de variación promedio para el parámetro de conductividad eléctrica entre los tres bioadsorbentes fue menor al 0.5%, lo cual permite asegurar precisión de los resultados.

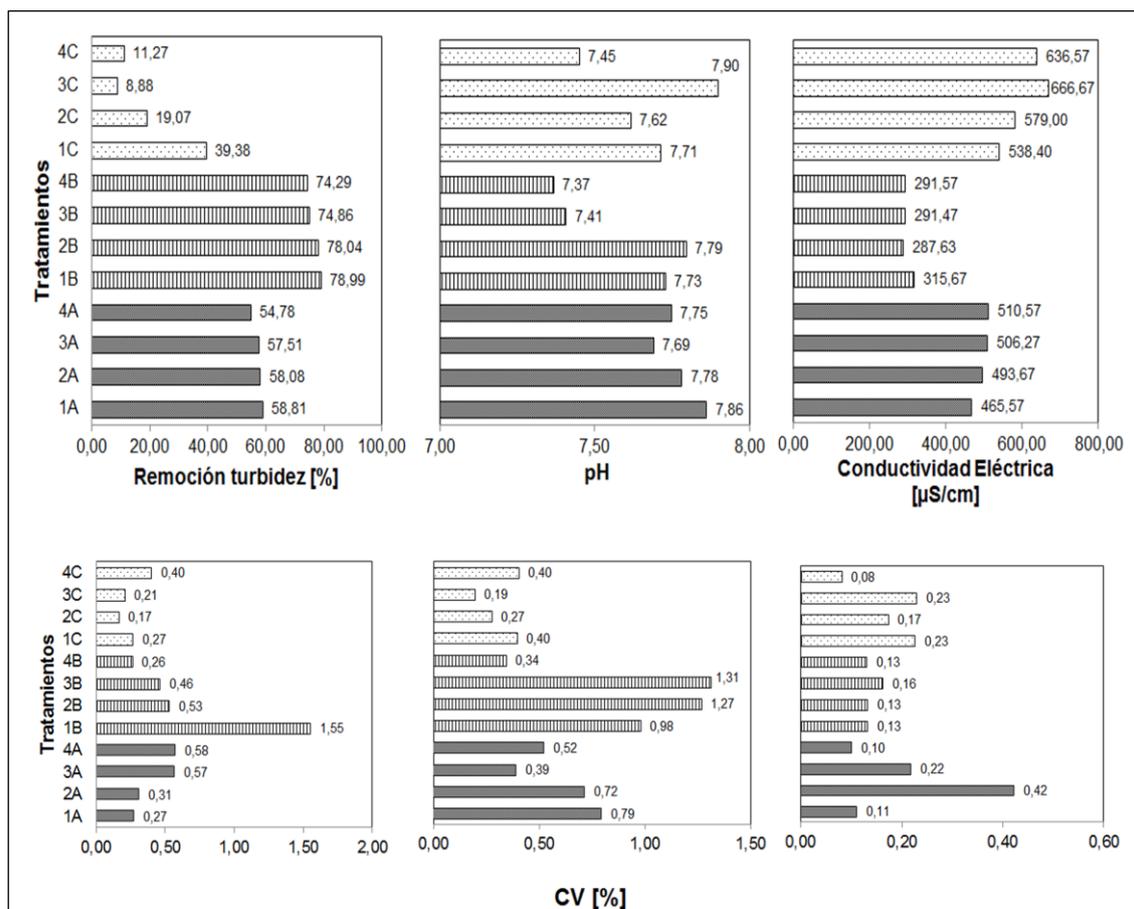
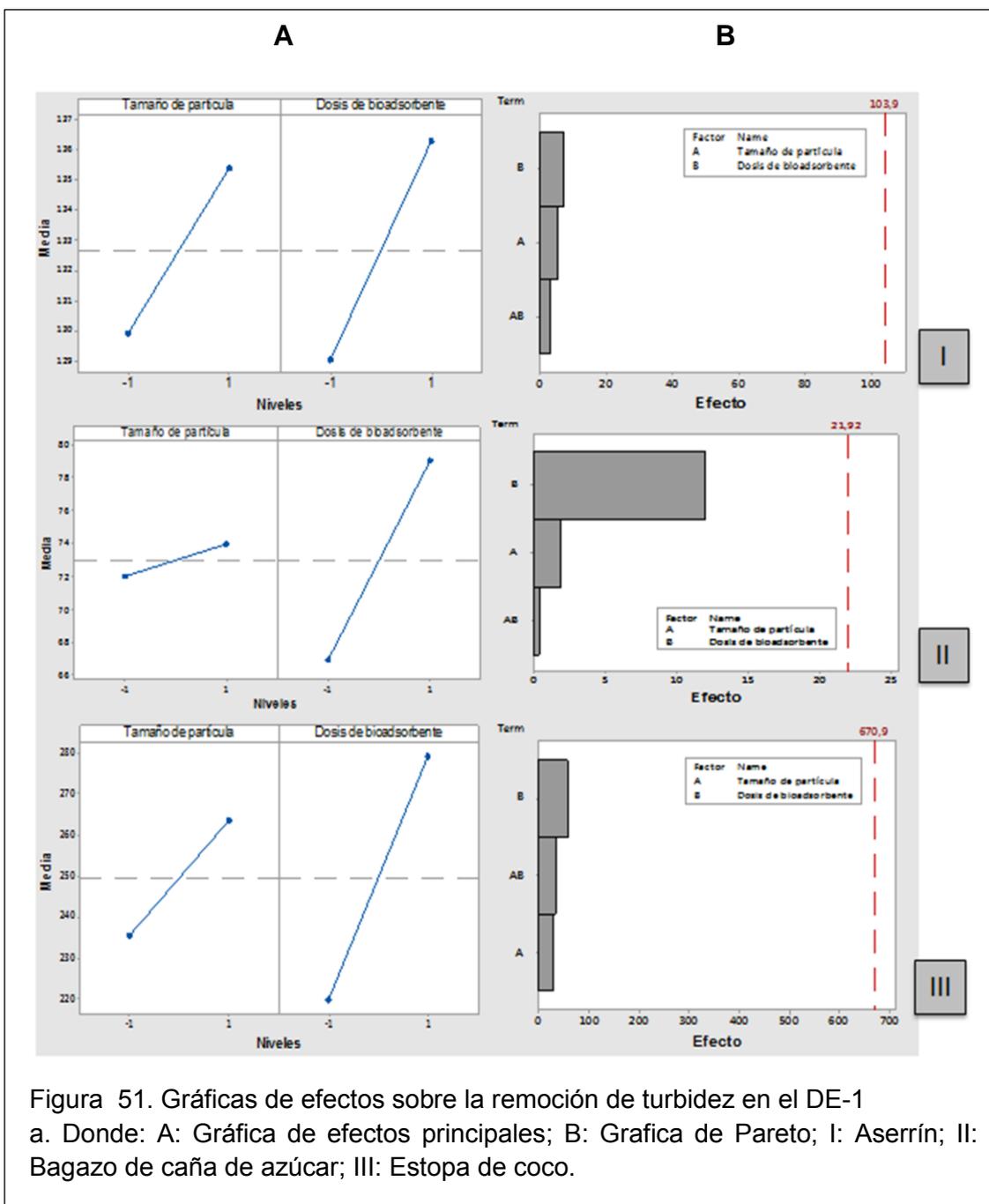


Figura 50. Parámetros finales obtenidos en la experimentación con DE-1
a. Los números representan el número de tratamientos así: 1: Primer tratamiento; 2: Segundo tratamiento; 3: Tercer tratamiento; 4: Cuarto tratamiento. b. Las letras representan el tipo de bioadsorbente así: A: Aserrín; B: Bagazo de caña de azúcar; C: Estopa de coco. c. Donde: CV: Coeficiente de variación entre 3 réplicas.

En la Figura 51, las gráficas de efectos principales (A) indican que para el tratamiento con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco la mayor remoción de turbidez se presentó en el nivel más bajo de tamaño de partícula (0.3 mm) y en el nivel más bajo de dosis de bioadsorbente (0.5 g). Por otro lado, la gráfica de Pareto (B) muestra que para el aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco los factores: tamaño de partícula, dosis de bioadsorbente y la interacción de estos dos factores, no presentaron un efecto significativo sobre la remoción de turbidez.



En la Figura 52, se observa el análisis gráfico para los residuales de turbidez obtenidos en el DE-1. De la gráfica de probabilidad normal para el aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco se deduce que no hay dispersiones significativas de los datos respecto a la recta normal; por lo tanto, se demuestra que no existe alteración al supuesto de normalidad. A continuación el histograma del tratamiento con bagazo de caña de azúcar y estopa de coco muestran ligera forma de campana de Gauss, lo que significa

que existe confiabilidad de los resultados, mientras que el histograma del tratamiento con aserrín indica que existen variaciones de los datos pues no presenta forma de campana. En las gráficas de residuos versus ajustes se observa que los datos están distribuidos más o menos aleatoriamente a lo largo y ancho de la gráfica, lo que confirma la independencia de los datos por cada tratamiento. Finalmente, las gráficas de residuos versus orden indican que para los tres bioadsorbentes sí existe aleatoriedad de los datos.

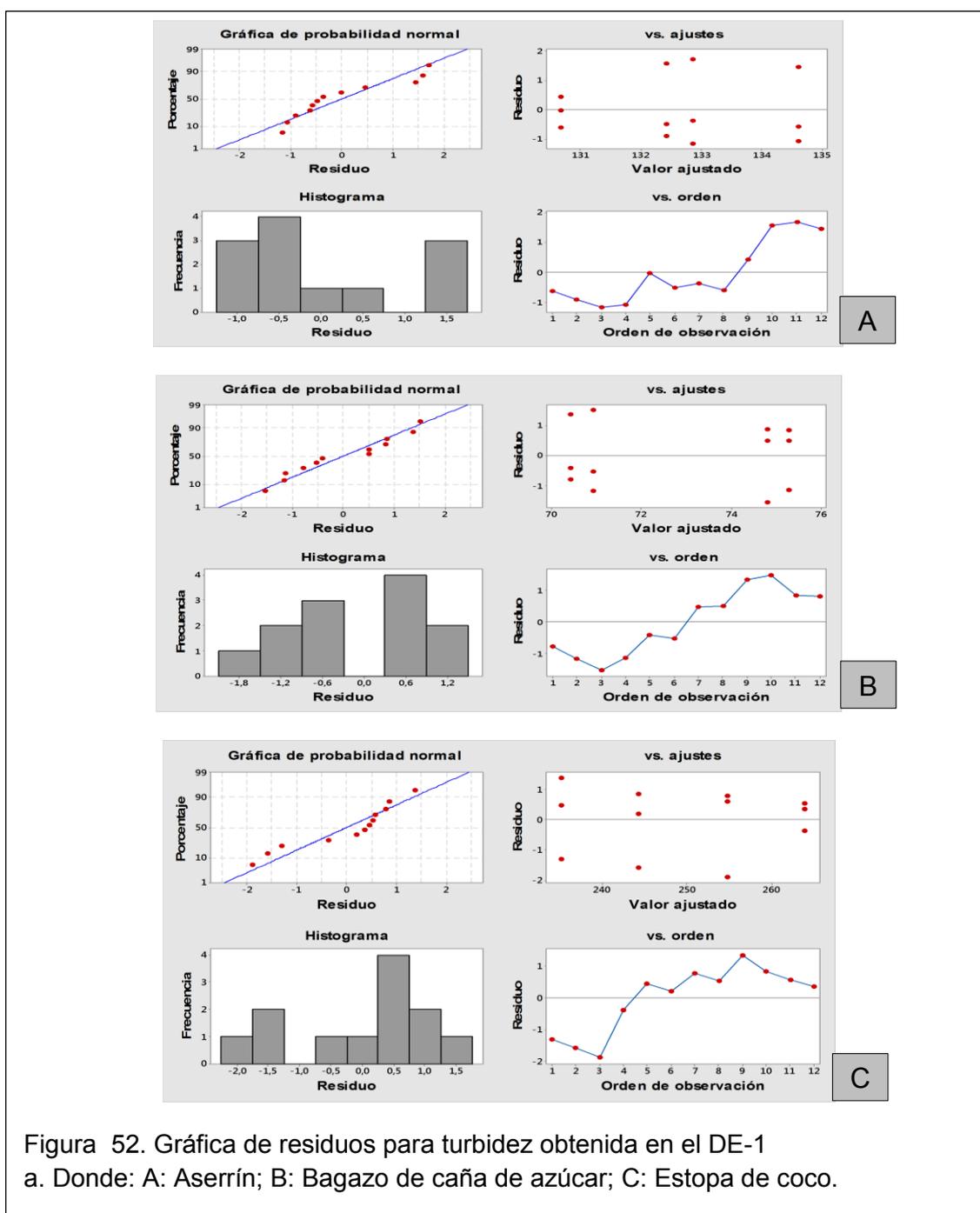


Figura 52. Gráfica de residuos para turbidez obtenida en el DE-1
a. Donde: A: Aserrín; B: Bagazo de caña de azúcar; C: Estopa de coco.

En la Tabla 24, se presenta el análisis de varianza (ANOVA) de la turbidez obtenida en el proceso de bioadsorción con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-1. La Tabla 24, indica que sí existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) en la remoción de turbidez entre los bioadsorbentes estudiados. Es decir, de los 3 bioadsorbentes al menos uno genera mayor efecto sobre la remoción de turbidez. Según la Figura 50, el bagazo de caña de azúcar presentó mayor remoción de turbidez respecto al aserrín y estopa de coco. El $R^2 = 1$, lo que significa que el modelo es lineal.

Tabla 24. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-1

No. Tratamiento	Réplicas	Aserrín	Bagazo	Coco
1	1	127,9	65,9	188,8
	2	128,3	64,1	188,3
	3	127,6	65,8	187,8
2	1	129,8	68,6	250,9
	2	130,6	68,1	251,7
	3	130,2	67,9	251,5
3	1	131,2	77,7	282,6
	2	132	78,2	282,8
	3	132,7	78,4	283,7
4	1	139,6	79,7	274,5
	2	140,6	79,8	275,6
	3	141,2	80,1	276,7

Tabla 25. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-1

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Aserrín	12	1591,7	132,64167	24,768106
Bagazo	12	874,3	72,858333	42,766288
Coco	12	2994,9	249,575	1515,2493

Tabla 26. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-1

Origen de las variables	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	P	Valor crítico para F
Entre grupos	193904,93	2	96952,463	183,76319	1,29439E-18	3,2849177
Dentro de los grupos	17410,621	33	527,59457			
Total	211315,55	35				

En la Figura 53, se presenta los parámetros finales obtenidos durante el tratamiento con bioadsorbentes utilizando aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según el diseño experimental DE-2. En esta Figura, se muestra el porcentaje de remoción de turbidez, el valor promedio de pH y conductividad eléctrica entre las 3 réplicas para cada tratamiento y el coeficiente de variación de los datos. El agua residual tuvo una turbidez inicial de 310.6 NTU. La Figura 53 indica que luego del proceso de bioadsorción el mejor porcentaje de remoción de turbidez fue superior al 70% por el bagazo de caña de azúcar con un coeficiente de variación promedio inferior al 0.9%. El segundo lugar ocupó el aserrín con un porcentaje de remoción superior al 50% y con un coeficiente de variación promedio inferior al 0.7%. El tercer lugar le corresponde a la estopa de coco con un porcentaje de remoción de turbidez inferior al 60% y con un coeficiente de variación promedio menor a 0.3%. En promedio, el coeficiente de variación para el parámetro de turbidez fue inferior al 1%, lo cual asegura alta precisión de los datos obtenidos.

Por otro lado, la Figura 53 muestra que el pH no presenta una variación significativa entre el tratamiento con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco, en promedio, se obtuvieron valores de 7.76, 7.14 y 7.21, respectivamente. El coeficiente de variación promedio de pH para los tratamientos con aserrín fue inferior al 0.4%, seguido por un valor inferior al 0.5% para el bagazo de caña de azúcar y 0.5% para la estopa de coco. En general, el coeficiente de variación promedio para el parámetro de pH entre los 3 tratamientos con bioadsorbentes fue menor al 1%, lo cual permite asegurar poca variabilidad y alta confiabilidad de los resultados. En cuanto a la conductividad eléctrica la Figura 53 muestra que entre los tratamientos con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco no existen variaciones importantes de este parámetro; en promedio, se obtuvieron valores de $270.67\mu\text{S/cm}$, $254.29\mu\text{S/cm}$ y $251.24\mu\text{S/cm}$, respectivamente. El coeficiente de variación promedio de la conductividad eléctrica para los tratamientos con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco fue inferior al 0.3%, lo cual asegura precisión en los resultados.

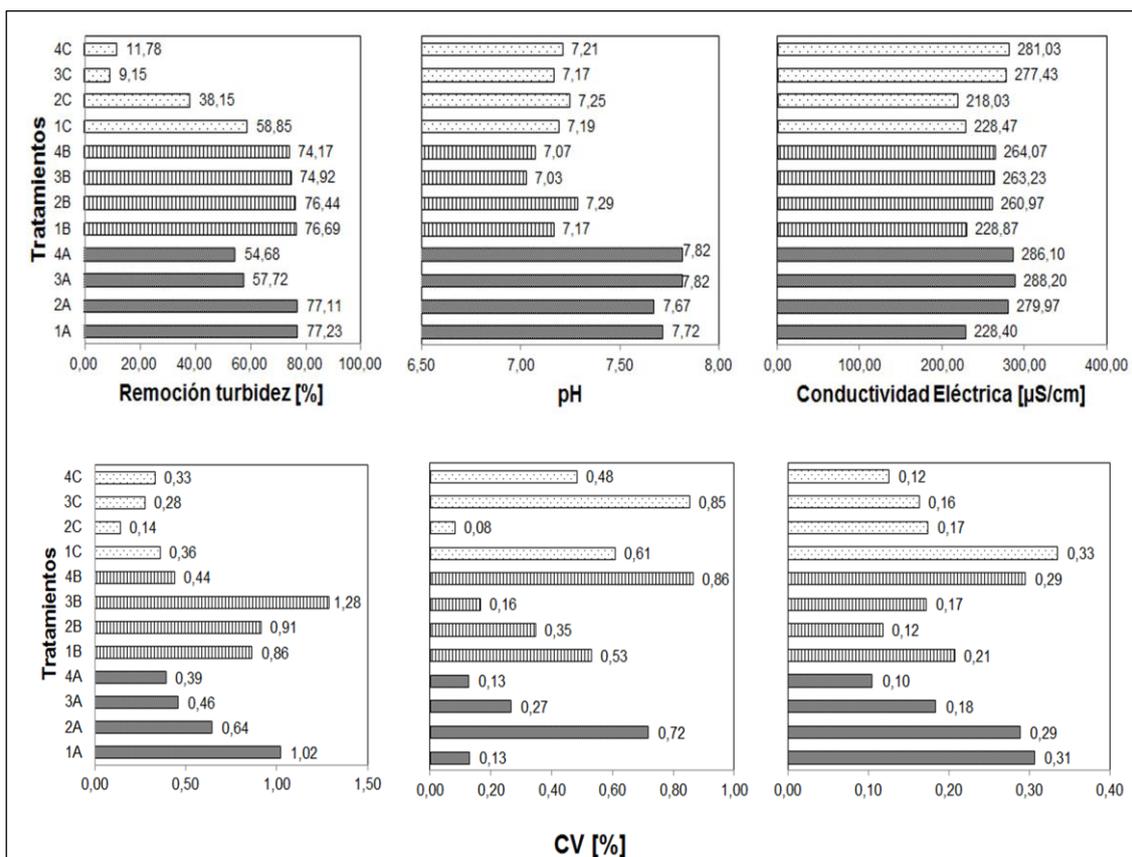
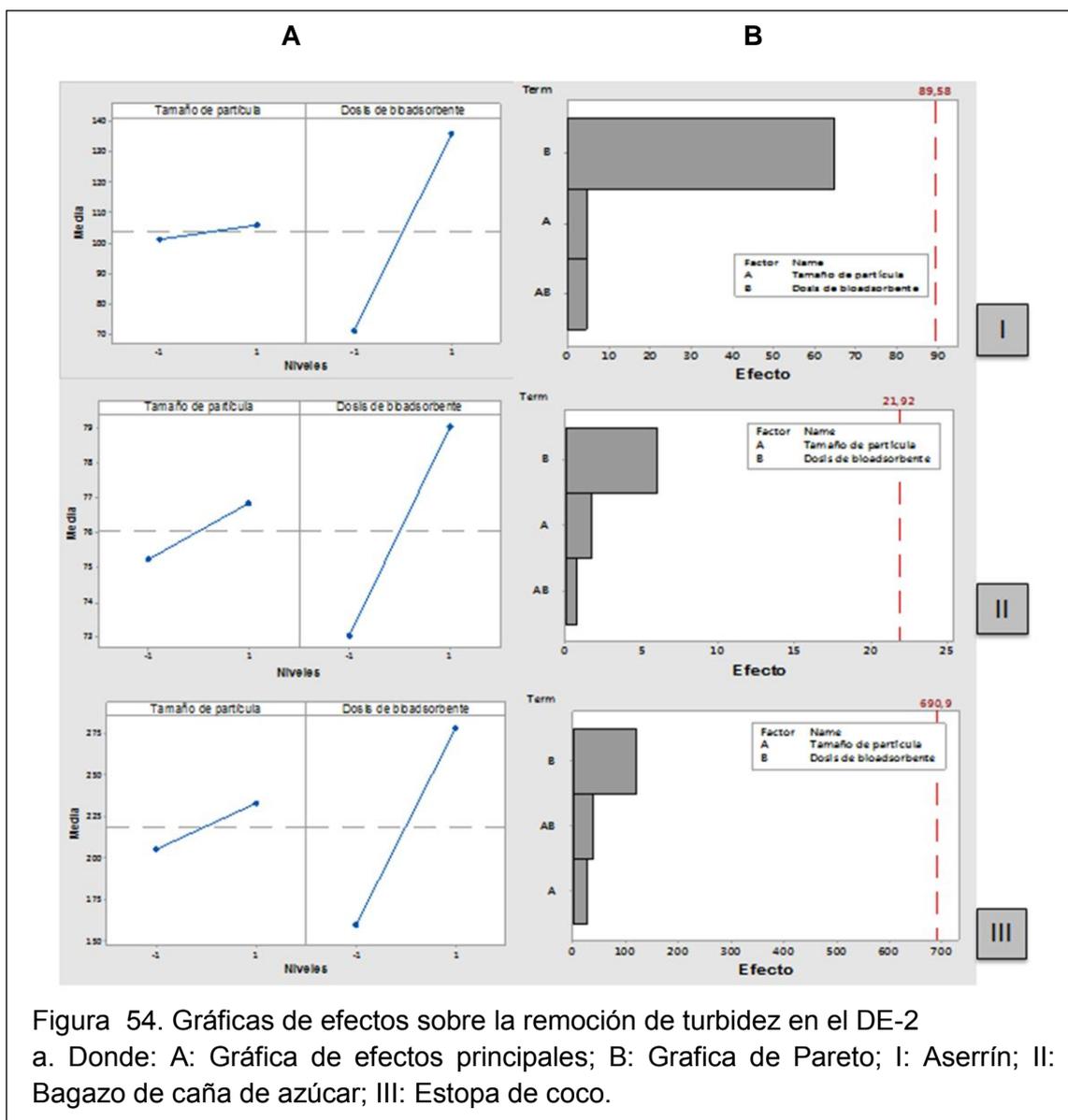


Figura 53. Parámetros finales obtenidos en la experimentación con DE-2
a. Los números representan el número de tratamientos así: 1: Primer tratamiento; 2: Segundo tratamiento; 3: Tercer tratamiento; 4: Cuarto tratamiento. b. Las letras representan el tipo de bioadsorbente así: A: Aserrín; B: Bagazo de caña de azúcar; C: Estopa de coco. c. Donde: CV: Coeficiente de variación entre 3 réplicas.

En la Figura 54, las gráficas de efectos principales (A) indican que para el aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco la mayor remoción de turbidez se presentó en el nivel más bajo de tamaño de partícula (0.3 mm) y en el nivel más bajo de dosis de bioadsorbente (0.3 g). Por otro lado, la gráfica de Pareto (B) muestra que para el aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco el factor dosis de bioadsorbente presentó mayor efecto sobre la remoción de turbidez respecto al factor tamaño de partícula y a la interacción de estos dos factores, sin embargo se observa que el efecto no fue significativo.



En la Figura 55, se observa el análisis gráfico para los residuales de turbidez obtenidos en el DE-2. De la gráfica de probabilidad normal para el aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco se deduce que no hay dispersiones significativas de los datos respecto a la recta normal; por lo tanto, se demuestra que no existe alteración al supuesto de normalidad. A continuación el histograma del tratamiento con aserrín y estopa de coco muestran ligera forma de campana de Gauss, lo que significa que existe confiabilidad de los resultados, mientras que el histograma del tratamiento con bagazo de caña de azúcar indica que existen variaciones de los datos pues no presenta forma de campana. En las gráficas de residuos versus ajustes se

observa que los datos están distribuidos más o menos aleatoriamente a lo largo y ancho de la gráfica, lo que confirma la independencia de los datos por cada tratamiento. Finalmente, las gráficas de residuos versus orden indican que para los tres bioadsorbentes sí existe aleatoriedad de los datos.

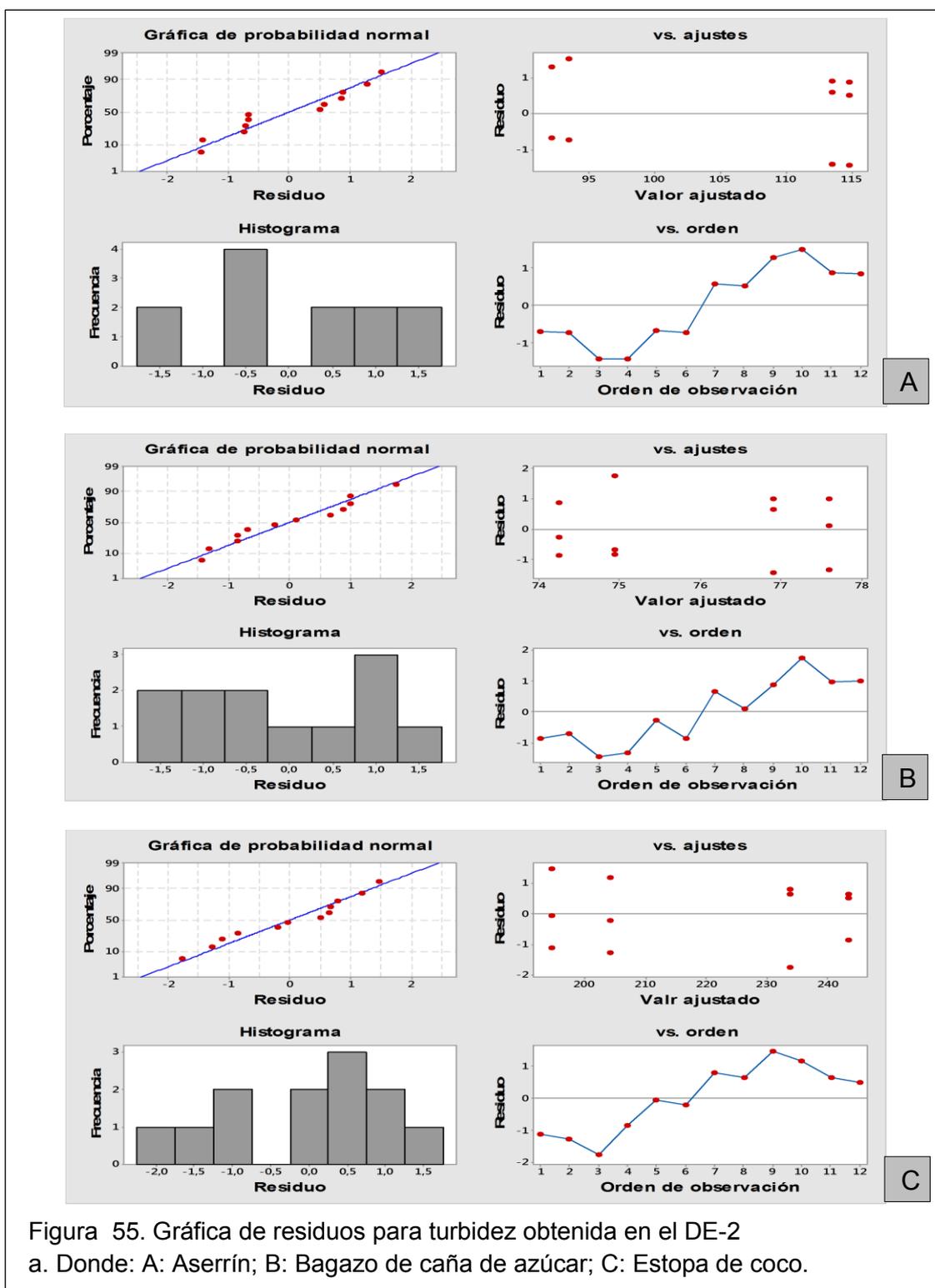


Figura 55. Gráfica de residuos para turbidez obtenida en el DE-2
a. Donde: A: Aserrín; B: Bagazo de caña de azúcar; C: Estopa de coco.

En la Tabla 25, se presenta el análisis de varianza (ANOVA) de la turbidez obtenida en el proceso de bioadsorción con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-2. La Tabla 25, indica que sí existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) en la remoción de turbidez entre los bioadsorbentes estudiados. Es decir, de los 3 bioadsorbentes al menos uno genera mayor efecto sobre la remoción de turbidez. Según la Figura 53, el bagazo de caña de azúcar presentó mayor remoción de turbidez respecto al aserrín y estopa de coco. El $R^2 = 1$, lo que significa que el modelo es lineal.

Tabla 27. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-2

No. Tratamiento	Réplicas	Aserrín	Bagazo	Coco
1	1	71,2	71,7	127,3
	2	71,1	72,9	127,9
	3	69,9	72,6	128,2
2	1	70,6	73,6	192,4
	2	71,5	73,5	192
	3	71,2	72,4	191,9
3	1	131,4	78,9	281,3
	2	130,7	77,9	282,4
	3	131,9	76,9	282,8
4	1	140,2	80,2	274,9
	2	140,8	79,9	273,1
	3	141,3	80,6	274

Tabla 28. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-2

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Aserrín	12	1241,8	103,48333	1169,4124
Bagazo	12	911,1	75,925	11,945682
Coco	12	2628,2	219,01667	4379,2379

Tabla 29. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-2

Origen de las variables	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	P	Valor crítico para F
Entre grupos	138330,55	2	69165,276	37,315394	3,37697E-09	3,2849177
Dentro de los grupos	61166,556	33	1853,532			
Total	199497,11	35				

En conclusión, del análisis estadístico sobre los resultados obtenidos en los diseños experimentales DE-1 y DE-2 se determinó que el mayor potencial de

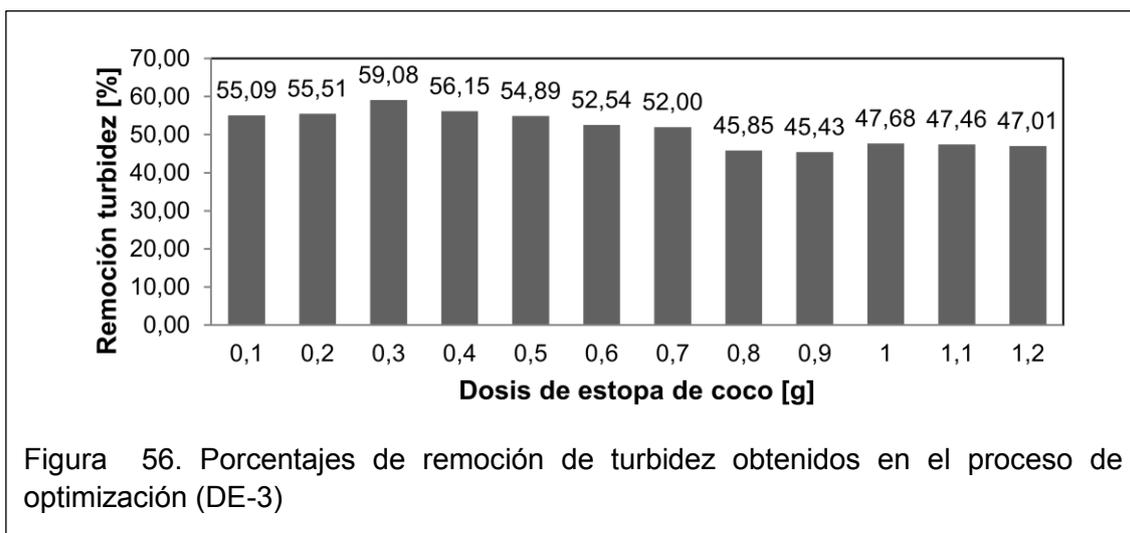
adsorción en la remoción de turbidez se obtuvo con el bagazo de caña de azúcar, seguido por el aserrín y estopa de coco. De esto se deduce que los tres bioadsorbentes actuaron como un medio filtrante en la retención de sólidos suspendidos siendo más eficiente el bagazo de caña de azúcar. Se sugiere que las partículas del bagazo de caña de azúcar son más porosas en comparación a las partículas del aserrín y estopa de coco (Rasul, Rudolph y Carsky, 1999, p. 907). Esto puede explicar la alta eficiencia del bagazo de caña de azúcar en la remoción de turbidez. A continuación se observó que el pH no presentó una variación significativa entre tratamientos, lo que indica que no existirían indicios de una reacción química. Por lo tanto, se puede interpretar que el proceso de bioadsorción es físico y no hay formación de enlaces químicos (Mane y Vijay, 2013, pp. 84–85). Por otro lado, se evidenció que en el DE-1, la conductividad eléctrica presentó una variación importante; sin embargo, en el DE-2 no existió variación significativa. Debido a la discordia de estos resultados no se analizó este parámetro.

En base a los diseños experimentales propuestos, se determinó que el tamaño de partícula del bioadsorbente fue uno de los factores determinantes en la adsorción de contaminantes. A menor tamaño de partícula incrementa el área superficial y por lo tanto la capacidad de adsorción. Según Joseph, Agrawal y Rawtani (2013, p. 100), tamaños de partícula pequeños permiten que los contaminantes se difundan, mejoran la transferencia de masa; por lo tanto, el equilibrio se consigue fácilmente. De igual manera, se observó que a menor dosis de bioadsorbente se generó mayor adsorción de contaminantes. Senthil et al. (2010, p. 54) demuestran que el porcentaje de remoción de los contaminantes en el agua varía a diferentes dosis de adsorbente, reportando alta remoción de contaminantes a dosis altas de adsorbente. Una tendencia similar fue reportada por Etim, Umoren y Eduok (2012, p. 3) sobre la adsorción de colorantes catiónicos en polvo de coco. Sin embargo, en el presente estudio, los mejores resultados en la remoción de turbidez se obtuvieron con dosis bajas de bioadsorbente, siendo la mejor dosificación 0.3 g por cada 500 mL de agua residual para los tres bioadsorbentes estudiados (aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco). Tahir, Sultan, Akhtar, Hameed y Abid

(2012, p. 3) alcanzaron resultados similares para la adsorción de colorantes con bagazo de caña de azúcar. Esto permite explicar que en la presente investigación, 0.3 g de bioadsorbente fue suficiente para remover los contaminantes como aceites/grasas lubricantes y demás material suspendido presente en el agua residual de lavado y lubricado de autos, probablemente debido al número de sitios de adsorción disponibles en el principio. También se puede deducir que la cantidad de adsorbente está relacionada con la concentración inicial de contaminantes, ya que a menor concentración inicial existirá más sitios activos disponibles en la superficie del bioadsorbente, mientras que si la concentración inicial incrementa los sitios activos requeridos para la adsorción de los contaminantes no estarán disponibles (Salleh, Mahmoud, Karim y Idris, 2011, p. 5).

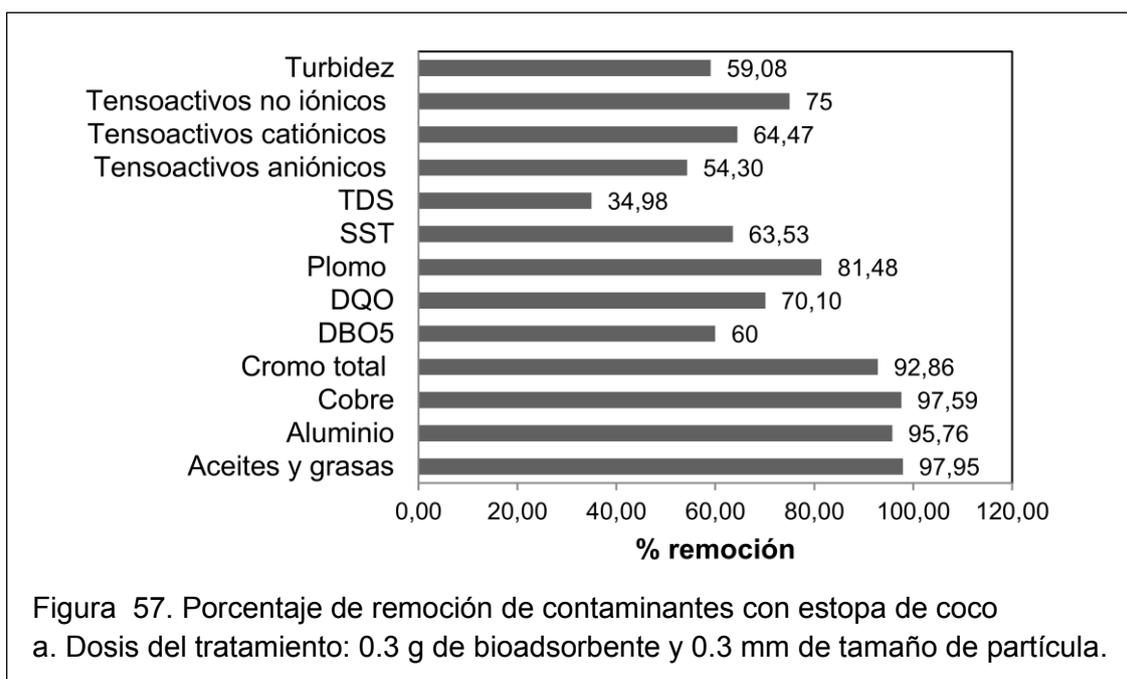
Además, se observó que al aplicar una fuerza física de difusión por medio de la agitación se promueve mayor transferencia de masa y se aumenta la capacidad de adsorción de los contaminantes presentes en los efluentes del sector de lavado y lubricado de autos. Por el contrario, en pruebas preliminares se evidenció que al no estar presente una fuerza física la capacidad de adsorción disminuye. En el presente estudio, 20 min de contacto a 150 rpm entre el adsorbente y adsorbato fue considerable para generar un efecto en la remoción de contaminantes. Una tendencia similar fue reportada por Kumar y Meikap (2014, p. 3127) donde la adsorción de cromo (VI) en la cáscara de coco empezó a incrementar desde los 20 min.

En la Figura 56, se muestran los porcentajes de remoción de turbidez obtenidos en la optimización con estopa de coco según DE-3. Se seleccionó como bioadsorbente para este proceso únicamente estopa de coco porque en la experimentación con DE-1 y DE-2, se obtuvo alta turbidez del agua residual después del proceso de bioadsorción, lo cual posteriormente favoreció el proceso de coagulación-floculación debido a la presencia de coloides de mayor tamaño, esto se observó en pruebas preliminares. La Figura 56 confirma que el mayor porcentaje en la remoción de turbidez (59.08%) fue 0.3 g de adsorbente natural.

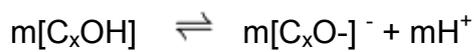


Por lo tanto, para evaluar el potencial bioadsorbente de aceites y grasas lubricantes en el agua residual de lavado y lubricado de autos (segundo objetivo) se utilizó 0.3 g de estopa de coco con un tamaño de partícula de 0.3 mm. En el presente estudio, el potencial de adsorción de aceites y grasas lubricantes se evaluó únicamente con el adsorbente más hidrófobo (estopa de coco), porque según Ribeiro, Rubio y Smith (2003, p. 485) en una investigación sobre emulsiones de aceite en agua determinaron que el mecanismo de adsorción está basado en la hidrofobicidad del adsorbente. Otra tendencia similar se evidenció para la remoción de hidrocarburos en la corteza de conífera, donde se observó que a mayor hidrofobicidad del adsorbente la eficiencia en la remoción de aceite usado fue alta (Haussard et al., 2001, pp. 1356–1357; Olguín, Hernández y Sánchez, 2007, p. 148). Es decir, no se evaluó el aserrín ni el bagazo de caña de azúcar porque según la investigación científica estos adsorbentes tienen insuficientes propiedades hidrófobas, esto se debe a la presencia de grupos hidroxilo libres en la estructura de la celulosa que tienen afinidad por el agua (Hussein, Amer y Sawsan, 2008, p. 210). En la Tabla 23, se puede ratificar esta información donde se observa que el bagazo de caña de azúcar y aserrín son menos hidrófobos que la estopa de coco. En la Tabla 23 a mayor porcentaje de celulosa el adsorbente es menos hidrófobo. Haque, Hasan, Islam y Ali (2009, p. 4903) corroboran que la fibra de coco es más hidrófoba en comparación con otras fibras debido al bajo contenido de celulosa en su estructura.

A continuación la Figura 57 muestra que se obtuvo una remoción de aceites y grasas lubricantes superior al 95%, lo cual permite interpretar que la estopa de coco fue eficiente en la remoción de este tipo de contaminantes. Mane y Vijay (2013, pp. 84–85), en su trabajo mencionan que probablemente el mecanismo de adsorción sobre sustancias orgánicas es física y no hay una reacción química. El pH es un indicador de una reacción química, y al no variar significativamente (Figura 50 y Figura 53) permite asegurar que no hay enlaces covalentes entre las moléculas de hidrocarburos y el bioadsorbente. Por otro lado, Lim y Huang (2007, p. 960) explican que en su investigación los hidrocarburos fueron adheridos en la superficie de la fibra de kapok (ceiba) mediante fuerzas de van der Waals. Además, Gilles y Derek (1979, p. 100) en su estudio dan a conocer una posible interacción electrostática entre los hidrocarburos y los grupos hidroxilo de la superficie de la celulosa, pues estos son los más reactivos y ávidos para formar este tipo de interacciones. Esto permite pensar que el mecanismo de ligadura predominante en la adsorción de aceites y grasas lubricantes (hidrocarburos) sobre la estopa de coco probablemente ocurre a través de la superficie de la celulosa mediante fuerzas de van der Waals debido a una interacción electrostática entre los aceites y grasas lubricantes con los grupos hidroxilo contenidos en la superficie de la celulosa de la estopa de coco.



Adicionalmente, la Figura 57 indica una remoción de metales pesados superior al 80%. Según Moreira et al. (2008, p. 62) los mecanismos de bioadsorción de metales pesados por materiales lignocelulósicos (estopa de coco) ocurren en la pared celular a través de los grupos funcionales como carboxilatos y por interacciones fisicoquímicas de los fenómenos de adsorción. Por otro lado, Raghuvanshi et al. (2005, p. 330) reportaron que los efluentes básicos se ionizan en la solución para dar cationes, lo cual se somete a la atracción con la estructura del adsorbente natural aniónico ya que en contacto con el agua este se carga negativamente. Khalid y Rahman (2010, p. 2106) en su trabajo sobre la adsorción de plomo en la superficie de fibra de coco explica que posiblemente el mecanismo de adsorción es debido a la presencia de poli hidroxilo y otros grupos funcionales contenidos en la lignina y celulosa de la fibra de coco. Se sugiere que la reacción del intercambio catiónico entre la superficie sólida del adsorbente natural y los iones metálicos en una solución acuosa pueden producirse de la siguiente manera:



La reacción general se puede representar así:



Donde, M^{n+} es el ion metal con carga positiva; C_xOH es la parte sólida de la superficie de la estopa de coco; mH^+ es el número de protones liberados.

Además, se puede interpretar que el pH del medio acuoso (pH=8.5) favoreció la remoción de metales ya que al ser un pH básico hay menos concentración de iones de H^+ y por lo tanto menor competencia con los iones metálicos cargados positivamente.

Finalmente, la Figura 57 muestra que la estopa de coco aparte de remover aceites y grasas lubricantes y metales pesados promovió la remoción de otros contaminantes entre los que se destacan sólidos totales disueltos (TDS) (34.98%), sólidos suspendidos totales (SST) (63.53%), DBO_5 (60%), DQO

(70.1%), tensoactivos no iónicos (75%), tensoactivos catiónicos (64.47%) y tensoactivos aniónicos (54.3%). Low, Teng, Morad y Azahari (2014, p. 6194) en su estudio dan a conocer que el proceso de adsorción es eficaz en la eliminación de colorantes, sólidos en suspensión, olores, materia orgánica y aceites a partir de soluciones acuosas. Esto permite corroborar los resultados obtenidos en la presente investigación.

4.2 Coagulación-floculación del agua residual de lavado y lubricado de autos

A continuación se discutirán los efectos del tipo de coagulante químico, dosis de coagulante-floculante y salinidad. No se estudió el cambio de pH porque experimentaciones preliminares demostraron que no existen cambios importantes con un pH ácido ni neutro. Los mejores resultados se observaron sin modificar el pH inicial del agua residual de lavado y lubricado de autos (pH básico). Además, un pH básico promueve la producción de hidróxidos, lo cual favorece la coagulación química, razón por la cual tampoco se cambió el pH del agua residual.

4.2.1 Efecto del tipo de coagulante químico

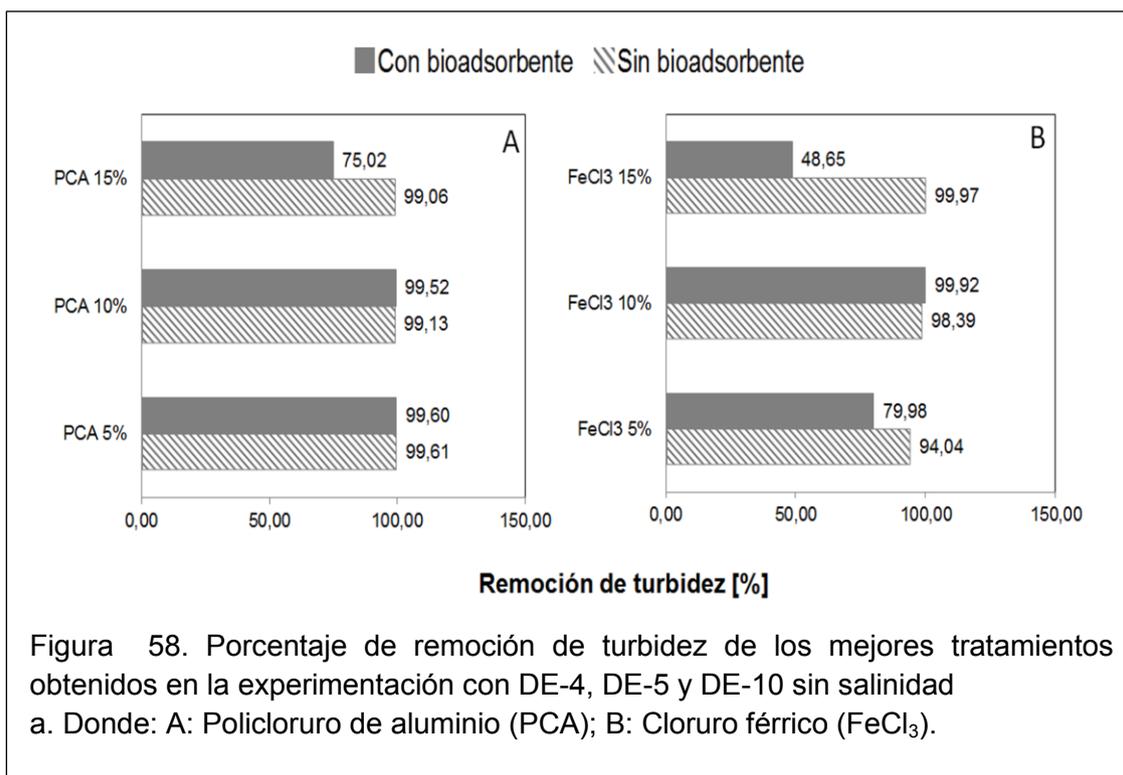
En esta sección se presenta el tratamiento de coagulación con dos tipos de coagulantes químicos, policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3) ambos a concentraciones de 5%, 10% y 15% en función de la remoción de turbidez, pH y conductividad eléctrica. En la Figura 58, se presenta el porcentaje de remoción de turbidez del mejor tratamiento obtenido con cada tipo y concentración de coagulante químico según la experimentación con DE-4, DE-5 y DE-10 sin salinidad.

La Figura 58, indica que para los tratamientos sin bioadsorbente el policloruro de aluminio al 5%, con el nivel más alto de PCA 5% (1000 μL) y el nivel más alto de floculante, poliacrilamida 0.1% (5000 μL), proporcionó la mayor remoción de turbidez. Mientras que, para el cloruro férrico a la misma dosificación del PCA 5%, se alcanzó resultados similares a una concentración del 15%. De estos resultados, se deduce que el policloruro de aluminio a una

concentración baja es más eficiente que el cloruro férrico. Además, la Figura 58 muestra que para los tratamientos con bioadsorbente el policloruro de aluminio al 5%, con dosis baja de PCA 5% (500 μL) y dosis baja de PA 0.1% (600 μL), generó mayor remoción de turbidez. Mientras que, para el cloruro férrico a la misma dosificación, los mejores resultados en la reducción de turbidez se obtuvieron con el FeCl_3 al 10%. Esto permite corroborar la alta eficiencia del policloruro de aluminio respecto al cloruro férrico. También se puede interpretar que la aplicación de un bioadsorbente previo a la coagulación-floculación ayuda a reducir la dosificación de reactivos químicos y, por lo tanto, a disminuir costos de tratamiento.

En base a los resultados obtenidos y referencias bibliográficas, el policloruro de aluminio (PCA) es más eficiente que el cloruro férrico (FeCl_3) porque al hidrolizarse produce la protonización liberando más iones $[\text{H}^+]$ que se atraen con el coloide de carga negativa, lo cual favorece la rápida desestabilización de las partículas coloidales y, por lo tanto, mayor eficiencia en el tratamiento del agua residual (Duan y Gregory, 2003, pp. 477–478; Yang y Mcgarrahan, 2005, p. 45). Además, Bogoeva, Bužarovska y Dimzoski (2008, p. 124) en su estudio dan a conocer que el PCA presenta idoneidad ecológica y alta eficiencia a dosis bajas, temperaturas bajas y a un amplio intervalo de pH en comparación con los coagulantes convencionales basados en Al^{+3} .

Por otro lado, el policloruro de aluminio es un monómero pero al entrar en contacto con el agua se convierte en un polímero. Generalmente, consiste de una variedad de especies de aluminio con grupos hidróxidos asociados, estos son: $[\text{Al}_2(\text{OH})_2]^{4+}$, $[\text{Al}_3(\text{OH})_4]^{5+}$, $[\text{Al}_8(\text{OH})_{20}]^{4+}$ y $[\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}\text{H}_2\text{O}_{12}]^{7+}$ (Fan et al., 2003, pp. 308-313). El mecanismo de coagulación con policloruro de aluminio se basa en la desestabilización de los coloides, lo cual ocurre una vez que el ion aluminio se pone en contacto con el agua y comienza a hidrolizarse para producir la liberación de $[\text{H}^+]$ (protonización), con lo cual se alcanza la neutralización de las cargas mediante la atracción de las cargas positivas del ion $[\text{H}^+]$ con las cargas negativas de los coloides (Mertens, 2011, pp. 111–113).



En la Figura 59, se observa que para los tratamientos con policloruro de aluminio al 5%, 10% y 15% el pH original disminuye significativamente de básico a ácido con un nivel alto de PCA (1000 μ L) y nivel alto de floculante PA 0.1% (5000 μ L). Mientras que, con un nivel bajo de PCA (100 μ L) y nivel bajo de floculante PA 0.1% (500 μ L) el pH disminuye, pero esta disminución es mínima respecto al pH original (8.5). Una tendencia similar ocurre al dosificar cloruro férrico (FeCl₃). De estos resultados, se deduce que cuando se utiliza policloruro de aluminio o cloruro férrico como coagulantes químicos, el cambio de pH está influenciado en mayor proporción por la dosificación y no por el tipo de coagulante químico ya que a mayor adición de coagulante químico se produce mayor reducción de pH original. Esta es una particularidad específica de los coagulantes químicos ya que la dosificación de cationes metálicos (Al⁺³ o Fe⁺³) promueve un decrecimiento en el pH. Esta reducción de pH se basa en el mecanismo de coagulación del policloruro de aluminio y cloruro férrico donde la desestabilización de las cargas de los coloides se alcanza mediante la protonización (Mertens et al., 2012, pp. 57–58).

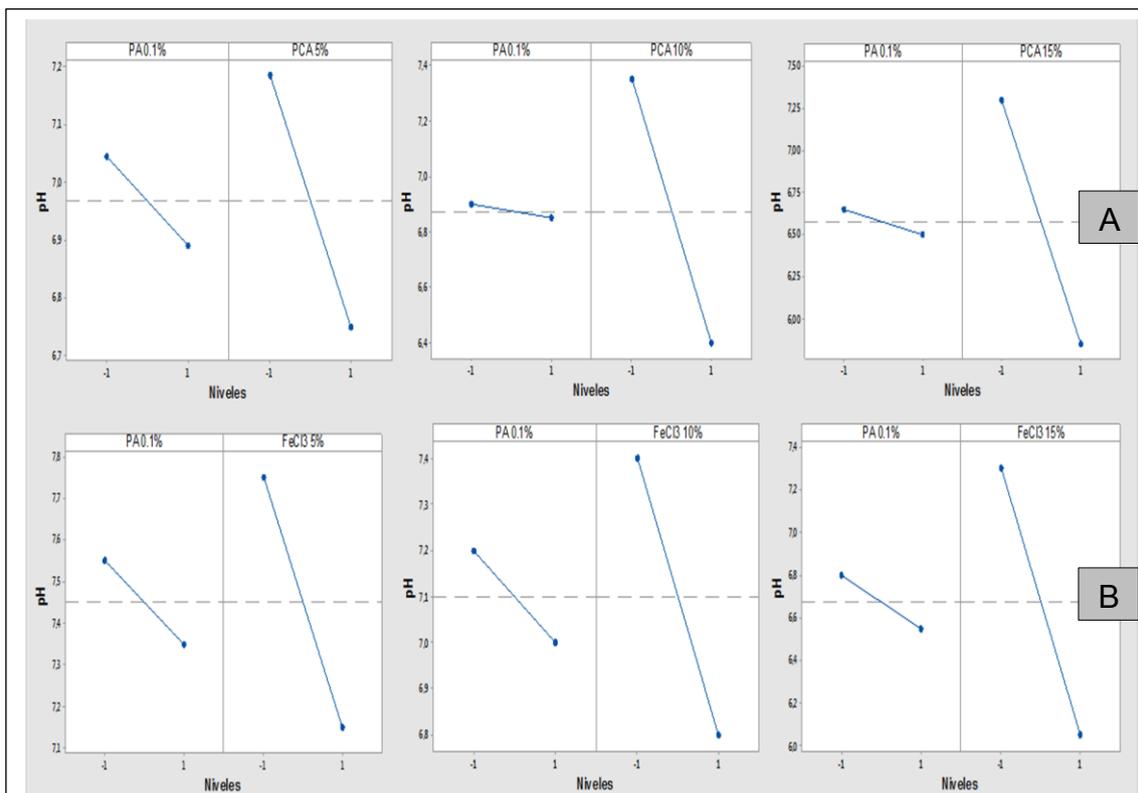


Figura 59. Gráficas de efectos principales del tipo de coagulante químico sobre el pH

a. Donde: A: Policloruro de aluminio (PCA) al 5%, 10% y 15%; B: Cloruro férrico (FeCl_3) al 5%, 10% y 15%.

En la Figura 60, se evidencia que en los tratamientos con policloruro de aluminio (PCA) y cloruro férrico (FeCl_3) ambos a concentraciones de 5%, 10% y 15%, la conductividad eléctrica incrementa con un nivel alto de PCA (1000 μL) y nivel alto de floculante PA 0.1% (5000 μL). Mientras que, con un nivel bajo de PCA (100 μL) y nivel bajo de floculante PA 0.1% (500 μL) la conductividad eléctrica original disminuye. Esto permite interpretar que cuando se utiliza policloruro de aluminio o cloruro férrico como coagulantes químicos, la conductividad eléctrica está influenciada en mayor proporción por la dosificación y no por el tipo de coagulante químico. De la Figura 60, se deduce que existe una proporcionalidad directa en base a la dosificación ya que a mayor adición de coagulante químico y floculante aumenta la conductividad eléctrica del agua posiblemente debido a un incremento de sólidos disueltos resultado de la presencia de reactivos químicos en el agua.

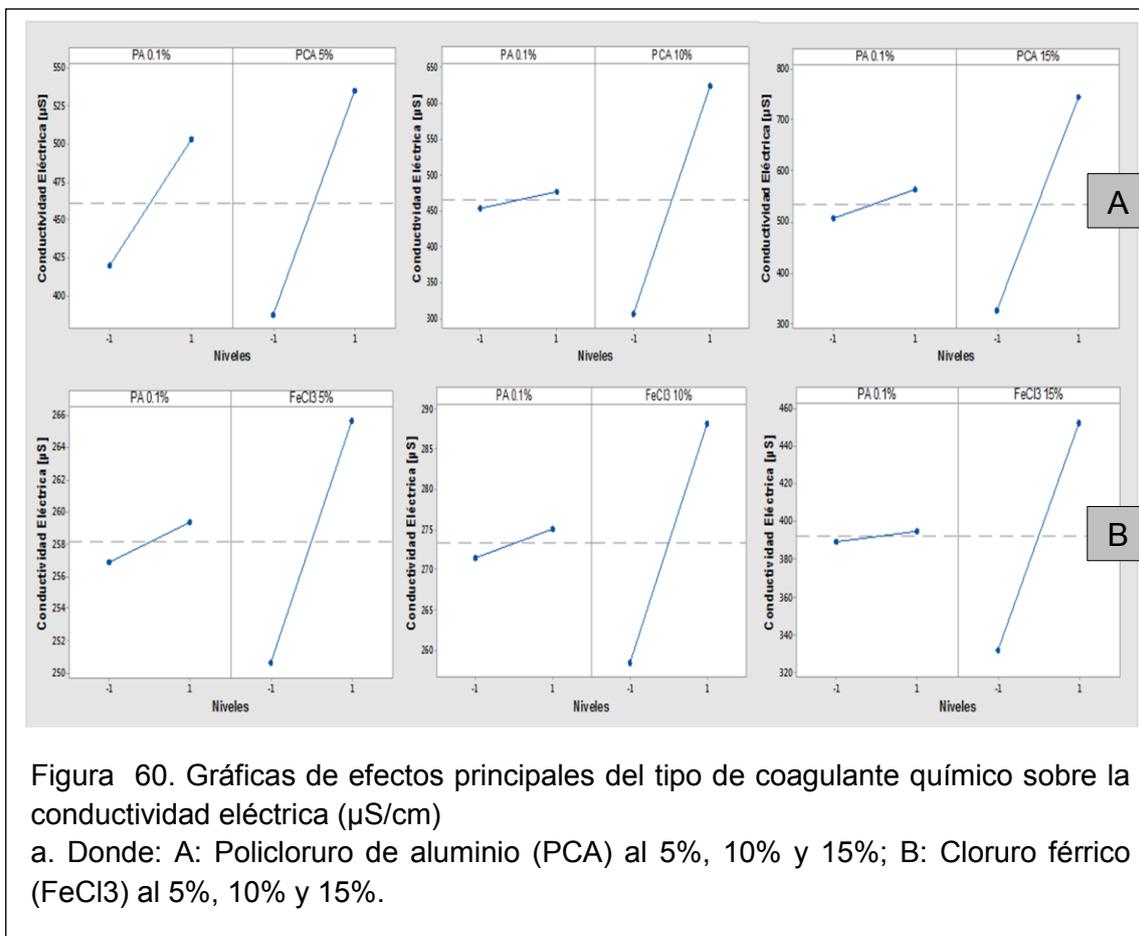


Figura 60. Gráficas de efectos principales del tipo de coagulante químico sobre la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

a. Donde: A: Policloruro de aluminio (PCA) al 5%, 10% y 15%; B: Cloruro férrico (FeCl_3) al 5%, 10% y 15%.

Finalmente, si se realiza un análisis de costos y eficiencia en función del tipo de coagulante químico y de la utilización de un bioadsorbente, se deduce que para el presente tratamiento el policloruro de aluminio con la aplicación de un adsorbente natural presenta varias ventajas respecto al cloruro férrico. A continuación se realiza un breve análisis.

La lavadora y lubricadora de autos produce aproximadamente 162 m^3 de agua residual al año. Por lo tanto, para alcanzar una remoción de turbidez del 99.61% en 162 m^3 de agua residual mediante la coagulación química con policloruro de aluminio sin bioadsorbente, se necesitaría 324 litros de PCA al 5% y 1620 litros de floculante poliacrilamida al 0.1%. Mientras que, si se utilizará cloruro férrico se requeriría el mismo volumen pero a una concentración del 15% para lograr un porcentaje de remoción de turbidez similar. Por el contrario, para obtener la mayor remoción de turbidez (99.60%) en 162 m^3 de agua residual mediante la coagulación química con policloruro de

aluminio pero utilizando un bioadsorbente (estopa de coco), se necesitaría 162 litros de PCA al 5% y 194.4 litros de PA al 0.1%. Mientras que, si se utilizará cloruro férrico, se requeriría el mismo volumen pero a una concentración del 10% para lograr una remoción de turbidez del 99.92%. Esto permite explicar que dosificar policloruro de aluminio al 5% es mejor que adicionar cloruro férrico al 10% o 15% porque (1) es más eficiente a concentraciones menores (2) una lavadora y lubricadora de autos de pequeña magnitud ahorraría costos y volumen de coagulante químico al dosificar un reactivo a menor concentración (3) el policloruro de aluminio a una concentración baja puede durar más tiempo ya que la dilución es menor (4) la eficiencia en la remoción de turbidez es superior al 99%.

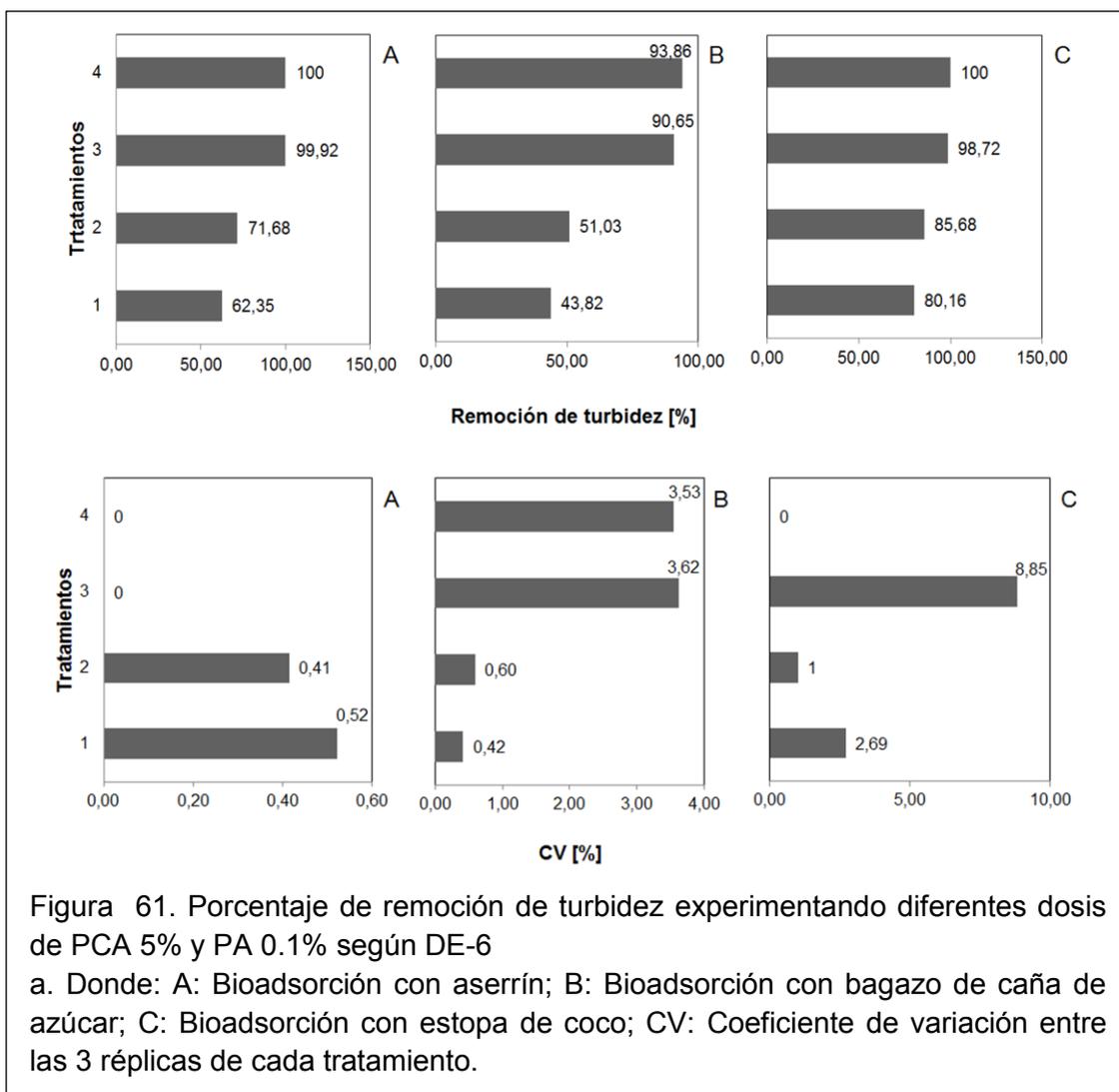
Por otro lado, se puede interpretar que con la aplicación de un bioadsorbente previo a la etapa de coagulación-floculación se reduce el 50% de la dosificación de policloruro de aluminio al 5% y el 12% de floculante poliacrilamida al 0.1%. En cuanto a costos, la lavadora y lubricadora de autos al utilizar como coagulante químico, policloruro de aluminio al 5% podría ahorrar la mitad de los costos en la adquisición de los reactivos químicos porque si el litro de PCA está aproximadamente a 0.82 USD/litro (Dicomsa Ecuador, 2015) en 324 litros de PCA (sin bioadsorbente) sería 265.68 dólares; mientras que, en 162 litros de PCA (con bioadsorbente) sería 132.84 dólares.

4.2.2 Efecto de la dosis de coagulante y floculante

En el presente estudio, se utilizó policloruro de aluminio al 5% como el coagulante químico más eficiente en el tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos de acuerdo a los resultados obtenidos en la sección 4.2.1. En la Figura 61, se presenta el porcentaje de remoción de turbidez utilizando diferentes dosis de coagulante químico (PCA 5%) y floculante (PA 0.1%) con tres tipos de bioadsorbentes (aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco) según DE-6.

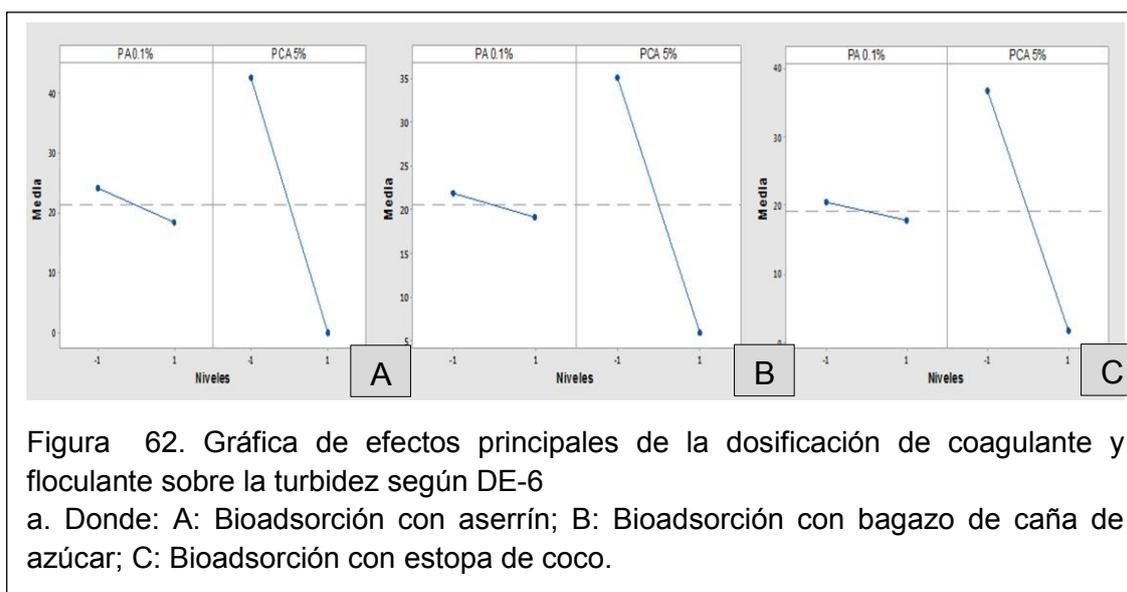
La Figura 61, muestra que para los tratamientos de coagulación química utilizando el agua residual después de la bioadsorción con aserrín (A), bagazo de caña de azúcar (B) y estopa de coco (C) el mayor porcentaje de remoción

de turbidez se alcanzó con el tratamiento 4 a un nivel alto de PCA 5% (500 μ L) y nivel alto de PA 0.1% (800 μ L). La Figura 61, indica que en A y C la mayor remoción de turbidez fue 100% con un coeficiente de variación entre sus tres réplicas de 0% para ambos tratamientos; mientras que, en B se obtuvo 93.86% con un coeficiente de variación entre sus réplicas de 3.53%, lo cual permite asegurar precisión de los resultados experimentales.

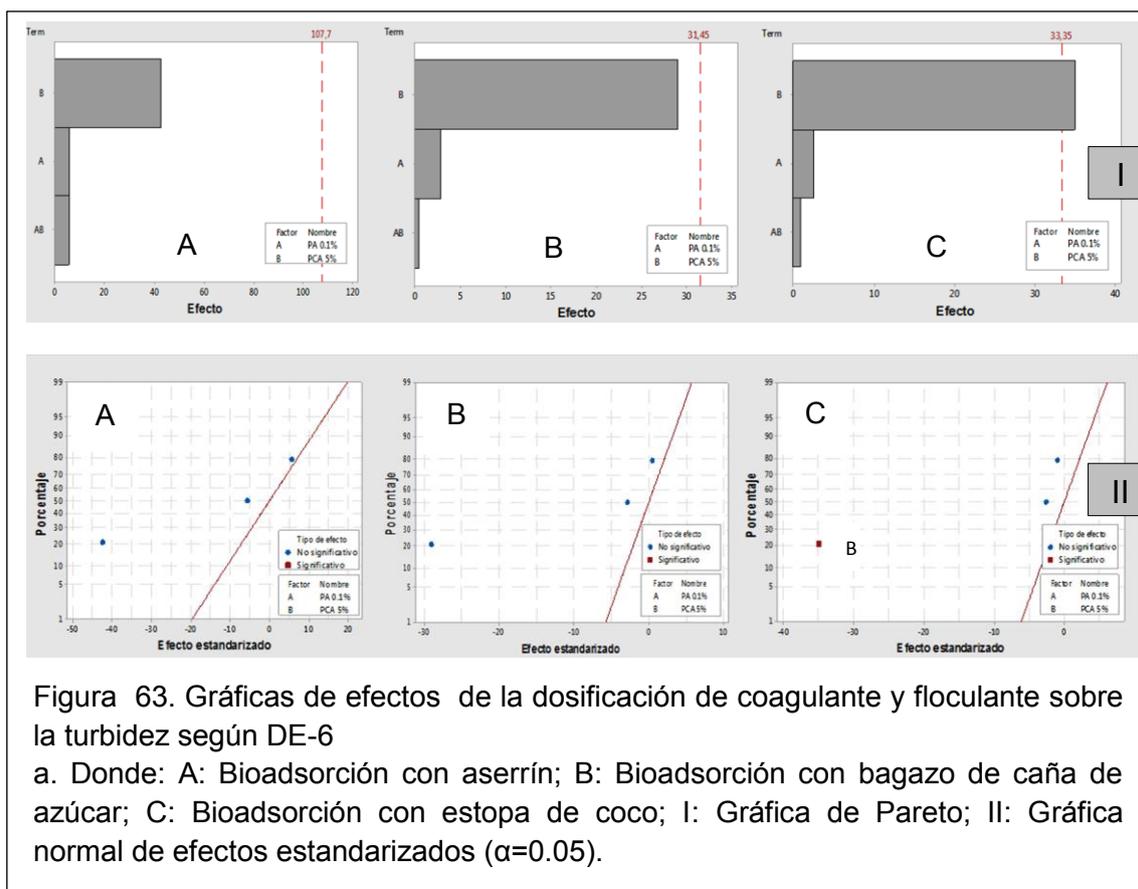


Por otro lado, en la Figura 62 se presenta el efecto principal de la dosis de coagulante químico (PCA 5%) y floculante (PA 0.1%) en la reducción de turbidez, utilizando como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-6. La Figura 62, confirma que la mayor reducción de turbidez se obtuvo con el nivel más alto de PCA 5% (500 μ L) y el nivel más alto de floculante PA 0.1% (800 μ L) para los tratamientos químicos utilizando el

agua residual de la bioadsorción con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Mientras que, para el nivel más bajo de PCA 5% y nivel bajo de PA 0.1%, la reducción de turbidez no tuvo éxito. De estos resultados se puede deducir que la dosificación de coagulante y floculante es uno de los factores predominantes en el tratamiento químico del agua residual de lavado y lubricado de autos. Siendo 500 μL de PCA 5% y 800 μL de PA 0.1% suficiente para coagular 500 mL de agua residual.



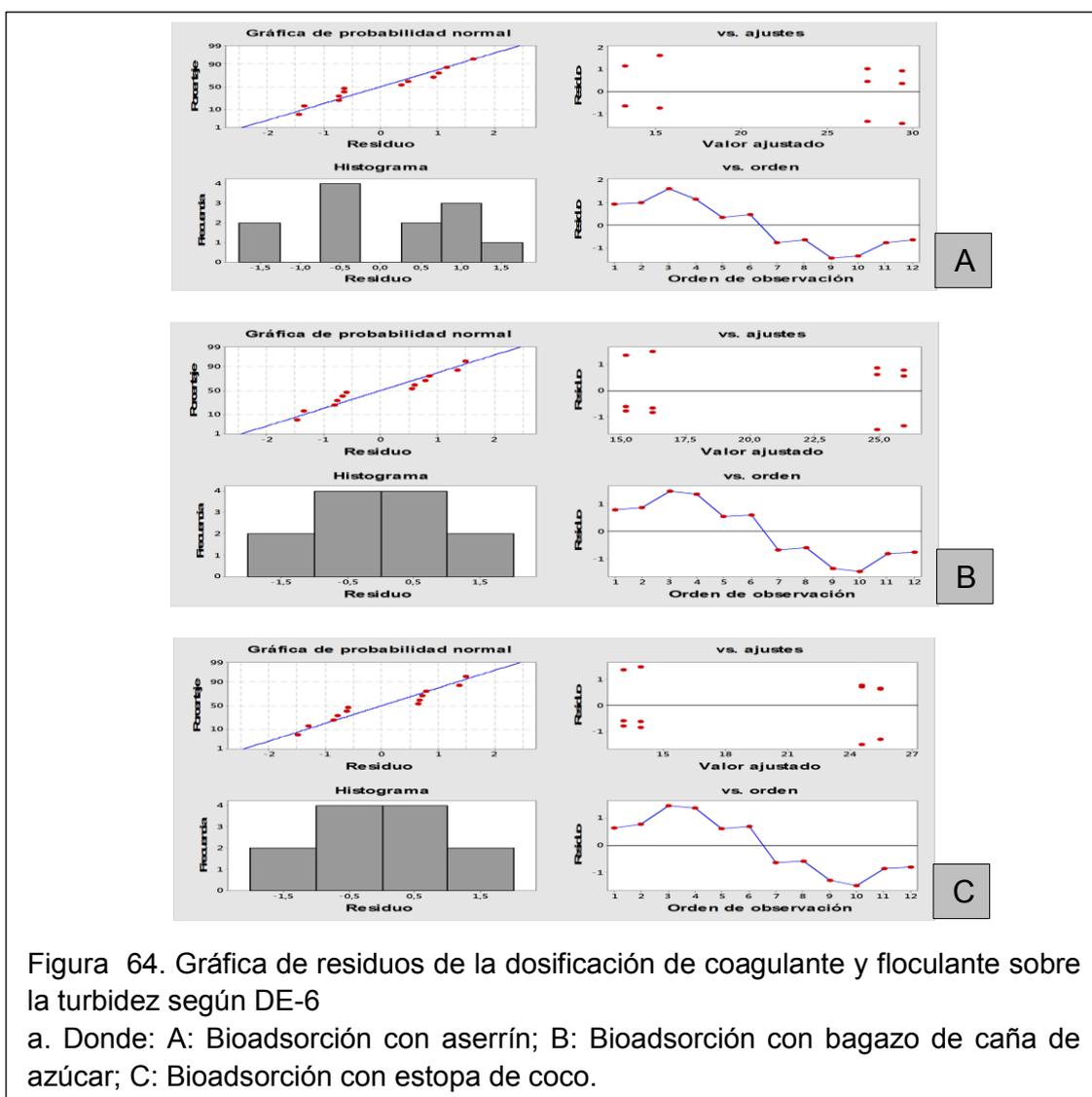
En la Figura 63, se presenta las gráficas de Pareto (I) y efectos estandarizados (II) para los tratamientos de coagulación química utilizando el agua residual de la etapa de bioadsorción con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-6. La Figura 63 (I) y (II), muestran que para los tratamientos de coagulación química utilizando en la bioadsorción aserrín y bagazo de caña de azúcar, la dosificación de coagulante químico policloruro de aluminio (PCA) al 5% fue el factor que presentó mayor efecto sobre la reducción de turbidez, sin embargo, se evidencia que el efecto no fue significativo ($p > 0.05$); mientras que, para el tratamiento de coagulación química utilizando en la bioadsorción estopa de coco, el factor dosis de PCA 5% sí presentó un efecto significativo ($p < 0.05$) sobre la remoción de turbidez.



De la Figura 62 y Figura 63 se puede determinar que 500 μL de PCA 5% y 800 μL de PA 0.1% fue la única dosificación que generó un efecto significativo en la remoción de turbidez sobre el agua residual proveniente de la bioadsorción con estopa de coco. Según los resultados obtenidos en la sección 4.1, la estopa de coco fue el bioadsorbente que presentó mayor turbidez final después del proceso de bioadsorción respecto al tratamiento con aserrín y bagazo de caña de azúcar. Esto permite explicar que una turbidez alta del agua residual después del tratamiento por bioadsorción favorece el proceso de coagulación química (Andía, 2000, p. 13). Motivo por el cual, para el proceso de optimización (DE-9 sin salinidad) se utilizó únicamente estopa de coco como bioadsorbente.

En la Figura 64, se observa el análisis gráfico para los residuales de turbidez obtenidos en el DE-6. De la gráfica de probabilidad normal para la coagulación química utilizando el agua residual de la bioadsorción con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco se deduce que no hay dispersiones

significativas de los datos respecto a la recta normal; por lo tanto, se demuestra que no existe alteración al supuesto de normalidad. A continuación el histograma muestra ligera forma de campana de Gauss para los tratamientos de coagulación química utilizando como bioadsorbentes bagazo de caña de azúcar y estopa de coco, lo que significa que existe confiabilidad de los resultados; mientras que, el histograma del tratamiento químico utilizando como bioadsorbente aserrín indica que existen variaciones de los datos pues no presenta forma de campana. En las gráficas de residuos versus ajustes se observa que los datos están distribuidos más o menos aleatoriamente a lo largo y ancho de la gráfica, lo que confirma la independencia de los datos por cada tratamiento. Finalmente, las gráficas de residuos versus orden indican que para los tratamientos químicos A, B y C sí existe aleatoriedad de los datos.



En la Tabla 26, se presenta el análisis de varianza (ANOVA) de la turbidez obtenida en el proceso de coagulación química utilizando como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-6. La Tabla 26, indica que sí existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) en la remoción de turbidez entre los cuatro tratamientos químicos del DFCA 2² al utilizar como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Es decir, de los 4 tratamientos al menos uno genera mayor efecto sobre la remoción de turbidez. Según la Figura 61, el tratamiento 4 con un nivel alto de PCA 5% (500 μ L) y nivel alto de PA 0.1% (800 μ L) presentó mayor remoción de turbidez siendo el efecto significativo al utilizar el agua residual de la bioadsorción con estopa de coco (Figura 63). El $R^2 = 1$, lo que significa que el modelo es lineal.

Tabla 30. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-6

Bioadsorbente	Réplicas	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4
Aserrín	1	48,4	36,7	0,1	0
	2	47,9	37	0,1	0
	3	48,2	36,9	0,1	0
Bagazo	1	36,8	33,6	7,2	4,8
	2	36,7	33,4	7,1	5,1
	3	36,5	33,2	7,6	4,8
Coco	1	36,3	35,7	3,5	0
	2	37,5	35,9	3,4	0
	3	38,3	36,4	4	0

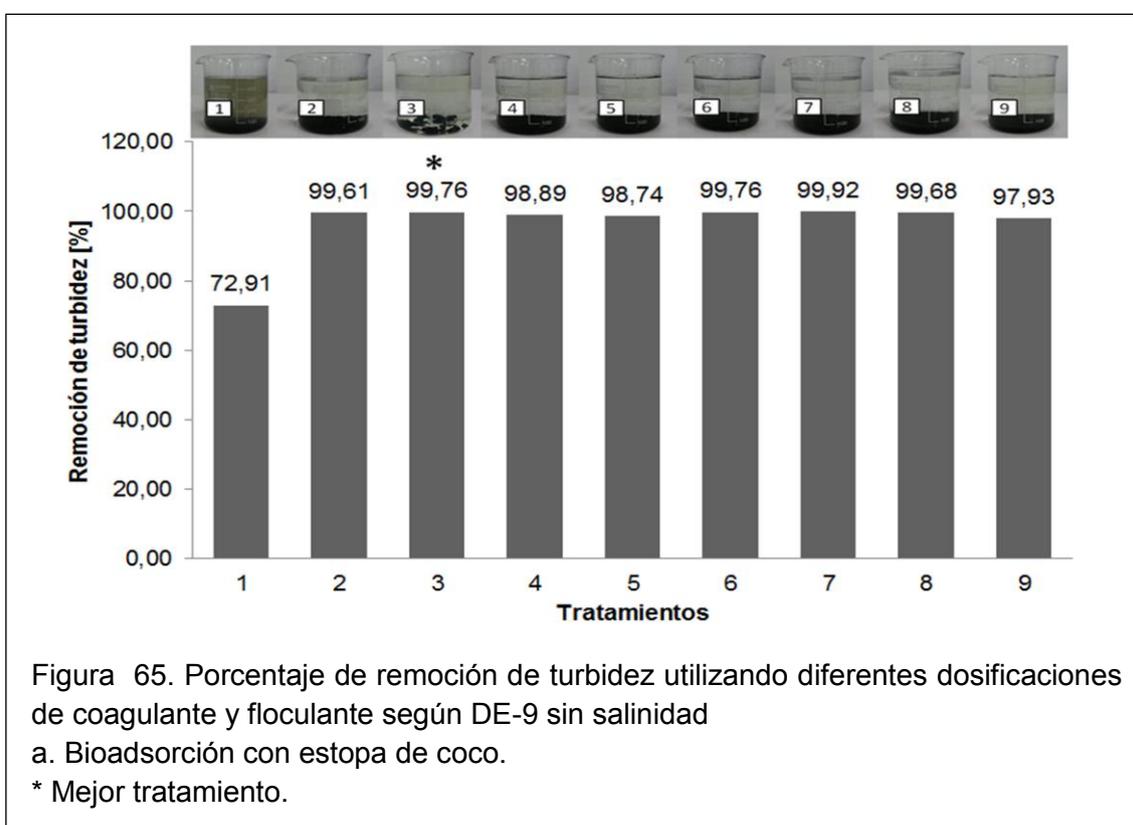
Tabla 31. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-6

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Tratamiento 1	9	366,6	40,73333333	31,4475
Tratamiento 2	9	318,8	35,42222222	2,489444444
Tratamiento 3	9	33,1	3,677777778	9,764444444
Tratamiento 4	9	14,7	1,633333333	6,01

Tabla 32. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-6

Origen de las variables	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	P	Valor crítico para F
Entre grupos	11438,34889	3	3812,782963	306,7935174	1,19933E-23	2,901119584
Dentro de los grupo:	397,6911111	32	12,42784722			
Total	11836,04	35				

En base al mejor tratamiento obtenido en el DE-6 (500 μ L PCA 5% y 800 μ L de PA 0.1%) se optimizó la dosis de coagulante químico y floculante que debe utilizarse en el tratamiento químico del agua residual de lavado y lubricado de autos. Es así que durante la optimización, el tratamiento 3 con dosis baja de PCA 5% (500 μ L) y dosis baja de PA 0.1% (600 μ L) presentó los mejores resultados en la remoción de turbidez y calidad de lodo formado luego del tratamiento químico (Figura 65). De estos resultados, se puede interpretar que a dosificaciones bajas de coagulante químico y floculante la remoción de turbidez fue alta. Por otro lado, se deduce que en realidad la adición de tan solo 500 μ L de PCA 5% y 600 μ L de PA 0.1% en 500 mL de agua residual de lavado y lubricado de autos fue suficiente para desestabilizar las partículas coloidales, atraparlas dentro de un floc y acelerar la formación de precipitados. Por lo tanto, este intervalo de dosificación fue considerado como el mejor tratamiento para el agua residual de lavado y lubricado de autos. Es decir, que si al año la lavadora y lubricadora de autos produce aproximadamente 162 m³ de agua residual, se necesitaría 162 litros de PCA 5% y 194.4 litros de PA 0.1% para coagular este volumen de efluentes.

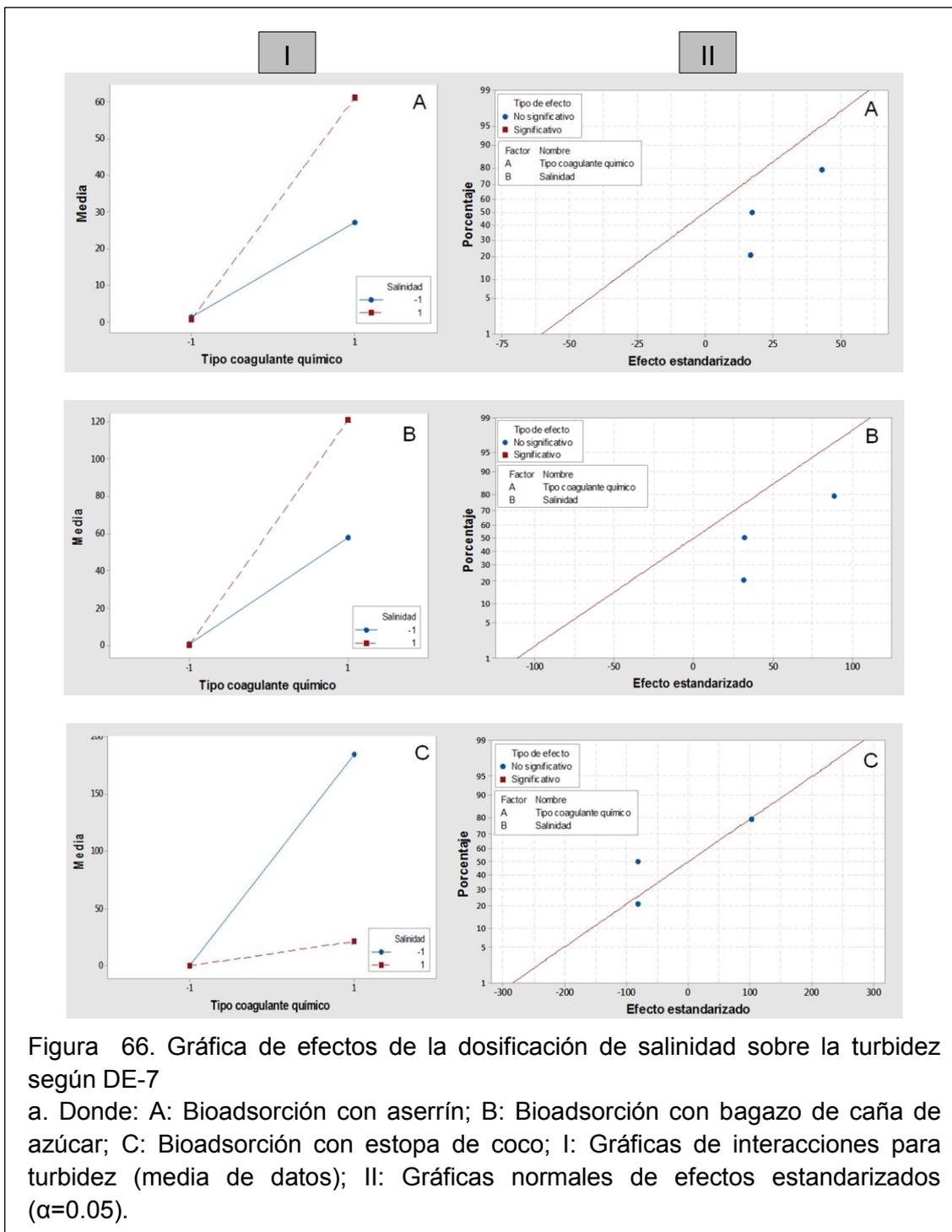


4.2.3 Efecto de la salinidad

A continuación se presentan los tratamientos de coagulación química con salinidad en función de la turbidez, pH y conductividad eléctrica. En la Figura 66, se muestra las gráficas de interacciones y efectos estandarizados de la dosificación de salinidad sobre la remoción de turbidez utilizando el agua residual después de la bioadsorción con aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-7.

En la Figura 66 (I) y (II), se observa que sí existe una interacción entre los factores de dosificación: salinidad (NaCl) y tipo de coagulante químico (PCA 5% y FeCl_3 5%) sobre la reducción de turbidez al utilizar como bioadsorbentes aserrín (A), bagazo de caña de azúcar (B) y estopa de coco (C). Además, se evidencia que para los tres tratamientos A, B y C el mayor efecto en la reducción de turbidez se presentó con el nivel más bajo del tipo de coagulante químico (PCA 5%) y el nivel bajo (0.5% NaCl) y alto de salinidad (1.5% NaCl). Sin embargo, este efecto no fue significativo según las gráficas normales de efectos estandarizados.

El mecanismo de salinidad se basa en el siguiente principio: una vez que el cloruro de sodio (NaCl) entra en contacto con el agua promueve la formación de un medio electrolítico y aumenta la fuerza iónica, lo cual facilita una conexión eléctrica más fácil (Okuda, Baes, Nishijima y Okada, 2001, p. 830). En su estudio, Yang y Mcgarrahan (2005, p. 40) reportan que la concentración de NaCl en los efluentes de una industria textil favoreció la remoción de colorantes por coagulación electroquímica debido a que la sal promueve la generación de la coagulación por medio de los sistemas electroquímicos Al-agua.



En la Tabla 27, se presenta el análisis de varianza (ANOVA) de la turbidez obtenida en el proceso de coagulación química utilizando NaCl y como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-7. La Tabla 27, indica que sí existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) en la remoción de turbidez entre los cuatro tratamientos químicos del

DFCA 2² al dosificar NaCl y al utilizar como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Es decir, de los 4 tratamientos en al menos uno la salinidad genera mayor efecto sobre la remoción de turbidez. Según la Figura 66, la mayor remoción de turbidez se alcanzó con un nivel alto de salinidad (1.5% NaCl) y nivel bajo de tipo de coagulante químico (PCA 5%) al utilizar el agua residual después de la bioadsorción con estopa de coco. El $R^2=1$, lo que significa que el modelo es lineal.

Tabla 33. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-7

Bioadsorbente	Réplicas	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4
Aserrín	1	1,2	27,1	0,7	60,8
	2	0,9	27,5	0,7	61,2
	3	1,2	26,9	0,6	61,3
Bagazo	1	0,8	56,8	0,4	121,3
	2	0,8	57,8	0,5	121,1
	3	0,8	57,6	0,4	120,1
Coco	1	0,1	184,6	0	21,4
	2	0,2	184,9	0	20,4
	3	0,1	184	0	21,9

Tabla 34. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-7

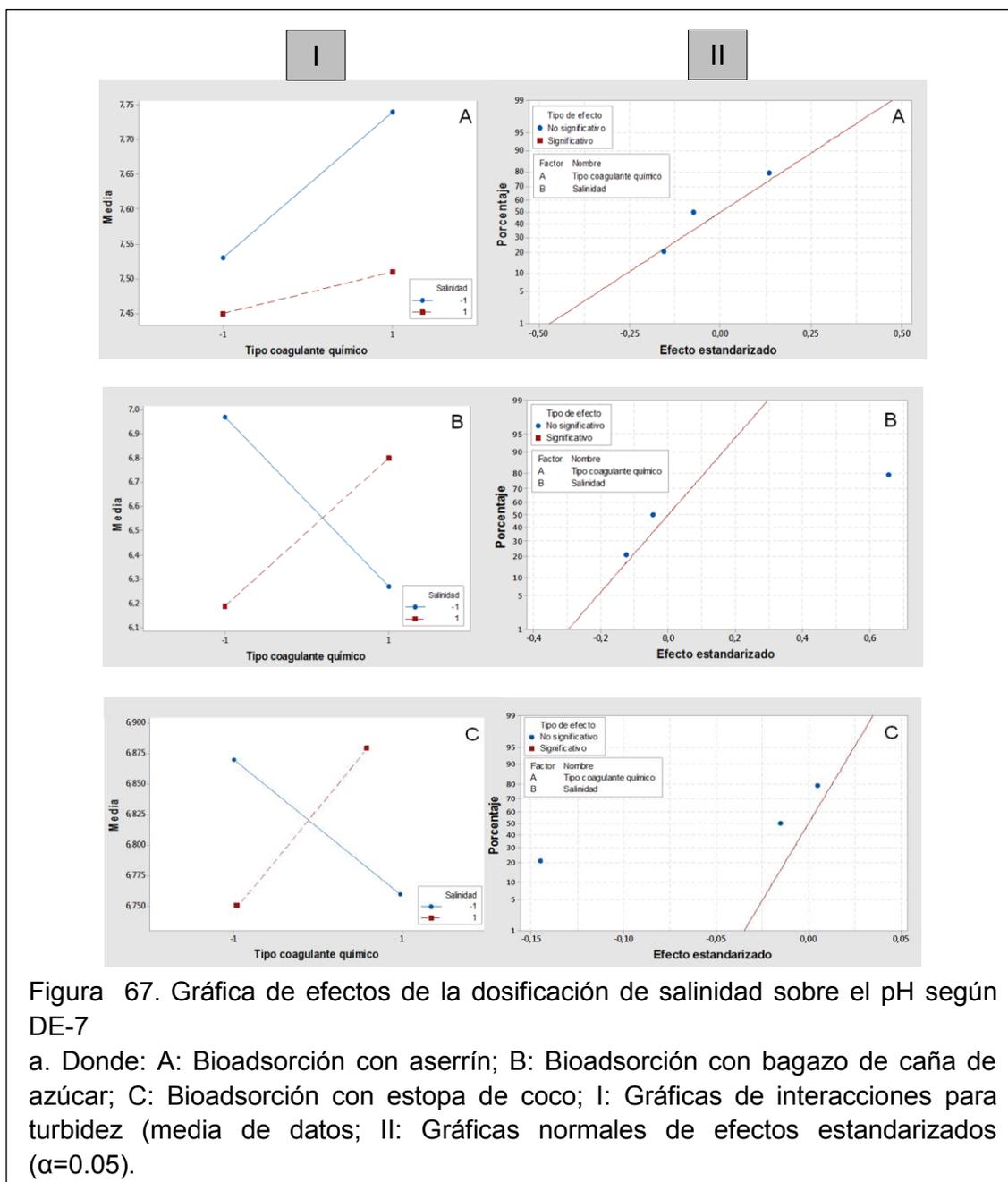
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Tratamiento 1	9	6,1	0,677777778	0,191944444
Tratamiento 2	9	807,2	89,68888889	5227,926111
Tratamiento 3	9	3,3	0,366666667	0,0875
Tratamiento 4	9	609,5	67,72222222	1884,964444

Tabla 35. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-7

Origen de las variables	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	P	Valor crítico para F
Entre grupos	57185,5431	3	19061,84769	10,71918578	4,93344E-05	2,9011196
Dentro de los grupos	56905,36	32	1778,2925			
Total	114090,903	35				

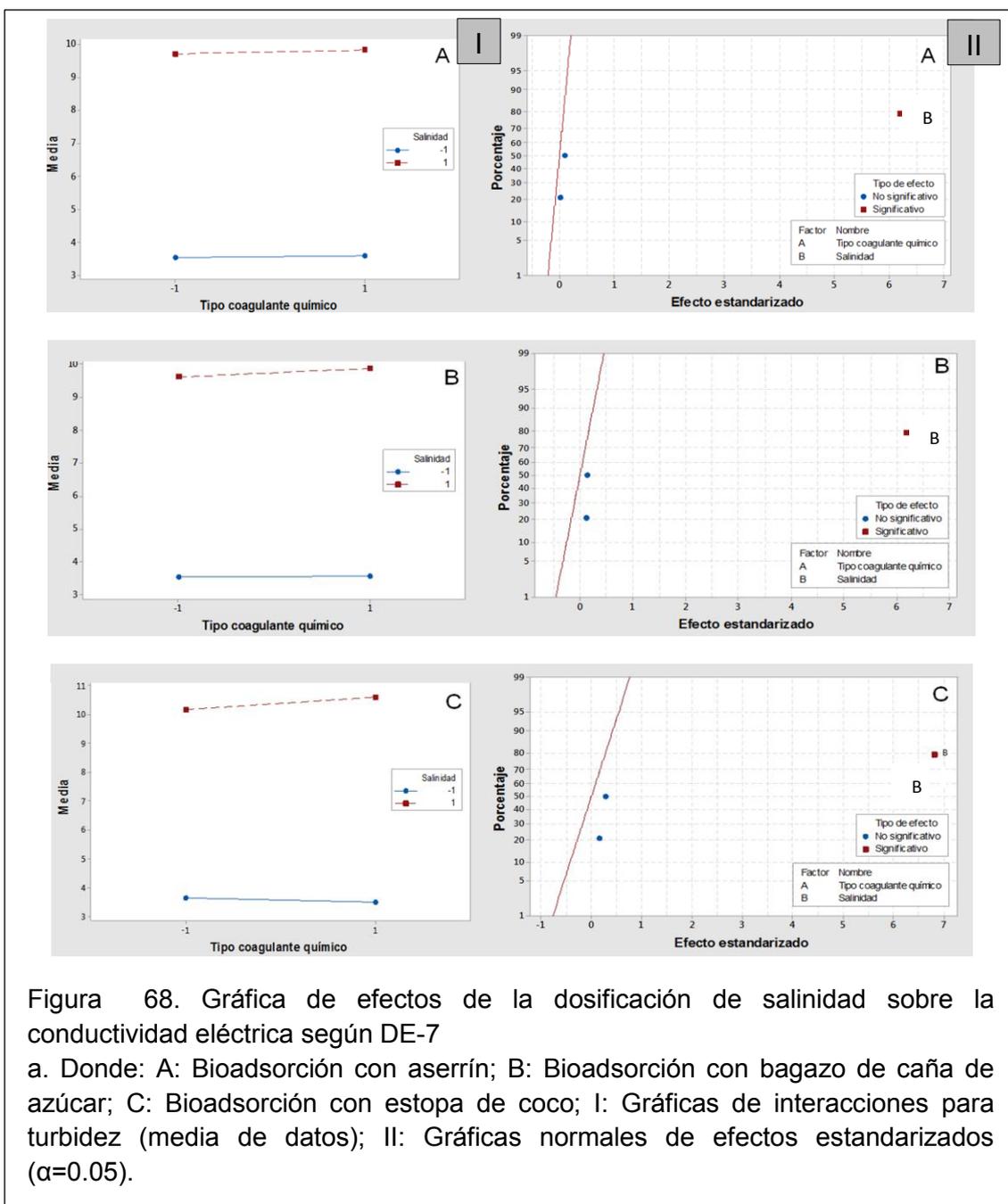
En la Figura 67 (I) y (II), se observa que sí existe una interacción entre los factores de dosificación: salinidad (NaCl) y tipo de coagulante químico (PCA 5% y FeCl₃ 5%) sobre el pH al dosificar NaCl y al utilizar como bioadsorbentes bagazo de caña de azúcar (B) y estopa de coco (C); mientras que, al utilizar como bioadsorbente aserrín (A) no se observa ninguna interacción. Además, se evidencia que para los tres tratamientos A, B y C el mayor efecto en la reducción de pH se presentó con el nivel más bajo del tipo de coagulante

químico (PCA 5%) y el nivel más alto de salinidad (1.5% NaCl). Sin embargo, este efecto no fue significativo según las gráficas normales de efectos estandarizados. En definitiva, a mayor adición de NaCl se reduce el pH.



En la Figura 68 (I) y (II), se observa que no existe una interacción entre los factores de dosificación: salinidad (NaCl) y tipo de coagulante químico (PCA 5% y FeCl_3 5%) sobre la conductividad eléctrica al dosificar NaCl y al utilizar como bioadsorbentes aserrín (A), bagazo de caña de azúcar (B) y estopa de

coco (C). Sin embargo, se evidencia que para los tres tratamientos A, B y C a un nivel alto de salinidad (1.5% NaCl) incrementó la conductividad eléctrica. Por otro lado, las gráficas normales de efectos estandarizados A, B y C indican que el factor salinidad presentó un efecto significativo sobre la conductividad eléctrica. Estos resultados permiten interpretar que a mayor dosificación de salinidad aumenta la conductividad eléctrica. Una tendencia similar fue reportada por Daneshvar, Ashassi y Tizpar (2003, p. 157) en su estudio sobre la decoloración de naranja II por electrocoagulación.



En la Figura 69, se presenta el tratamiento químico con policloruro de aluminio al 5% (PCA) y salinidad al 1.5%, utilizando el agua residual después de la bioadsorción con aserrín (A), bagazo de caña de azúcar (B) y estopa de coco (C) según DE-8. La Figura 69, muestra que la salinidad favoreció la remoción de turbidez incluso a dosis de PCA 5% inferiores a la dosis utilizada en DE-7. Según la Figura 69 la remoción de turbidez fue superior al 90% para los tres tratamientos A, B y C utilizando NaCl. Se observó que con 200 μL de PCA 5% y 1.5% de NaCl se obtuvo una remoción de turbidez de 99.92% en el tratamiento C, con un coeficiente de variación entre sus réplicas de 0%; mientras que, para los tratamientos químicos utilizando como bioadsorbentes aserrín y bagazo de caña de azúcar se obtuvo 99.23% y 98.54%, respectivamente, con un coeficiente de variación inferior al 13%. Además, la Figura 69 (C), indica que incluso a dosis de PCA 5% inferiores a 200 μL con 1.5% de NaCl se consiguió una remoción de turbidez superior al 99%. Estos resultados permiten explicar que utilizar un bioadsorbente que genere mayor turbidez final después del proceso de bioadsorción y adicionar NaCl favorece la coagulación química generando mayor remoción de turbidez y mejor calidad de lodo residual (Ver Figura 35).

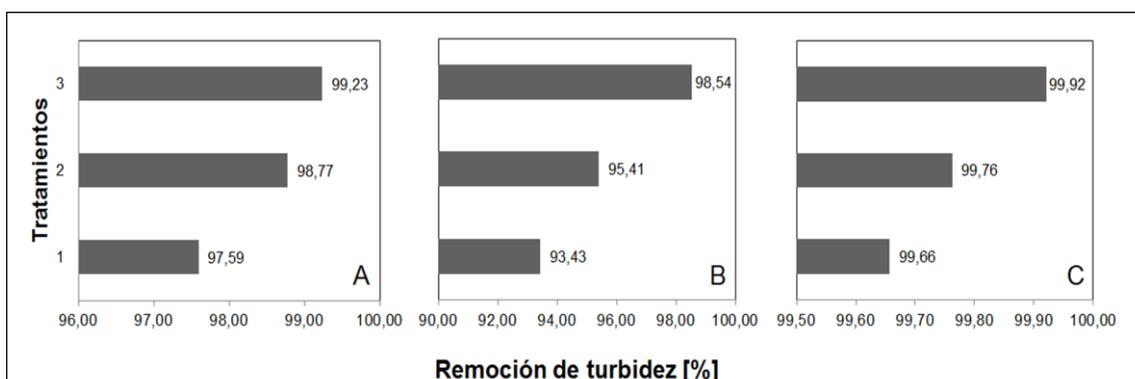


Figura 69. Porcentaje de remoción de turbidez según DE-8

a. Donde: A: Bioadsorción con aserrín; B: Bioadsorción con bagazo de caña de azúcar; C: Bioadsorción con estopa de coco. b. Las dosis de los tratamientos fueron: (1) 100 μL PCA 5% (2) 150 μL PCA 5% (3) 200 μL PCA 5%; PA 0.1% constante: 800 μL ; Salinidad constante: 1.5% NaCl.

En la Tabla 28, se presenta el análisis de varianza (ANOVA) de la turbidez obtenida en el proceso de coagulación química utilizando NaCl y como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco según DE-

8. La Tabla 28, indica que al dosificar NaCl sí existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) en la remoción de turbidez entre los tratamientos químicos utilizando como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco. Es decir, de los 3 tratamientos químicos en al menos uno la salinidad genera mayor efecto sobre la remoción de turbidez. Según la Figura 69, la mayor remoción de turbidez se alcanzó con 200 μL de PCA 5% y 1.5% de NaCl al utilizar el agua residual después de la bioadsorción con estopa de coco.

Tabla 36. Resumen de los resultados de turbidez obtenidos en el DE-8

No. Tratamiento	Réplicas	Tratamiento químico Aserrín	Tratamiento químico Bagazo	Tratamiento químico Coco
1	1	2,3	6,6	0,5
	2	2,1	6	0,4
	3	2,5	6,3	0,4
2	1	1,2	4,6	0,3
	2	1,1	4,3	0,3
	3	1,2	4,3	0,3
3	1	0,7	1,2	0,1
	2	0,8	1,5	0,1
	3	0,7	1,5	0,1

Tabla 37. Resumen del análisis de varianza para la turbidez del DE-8

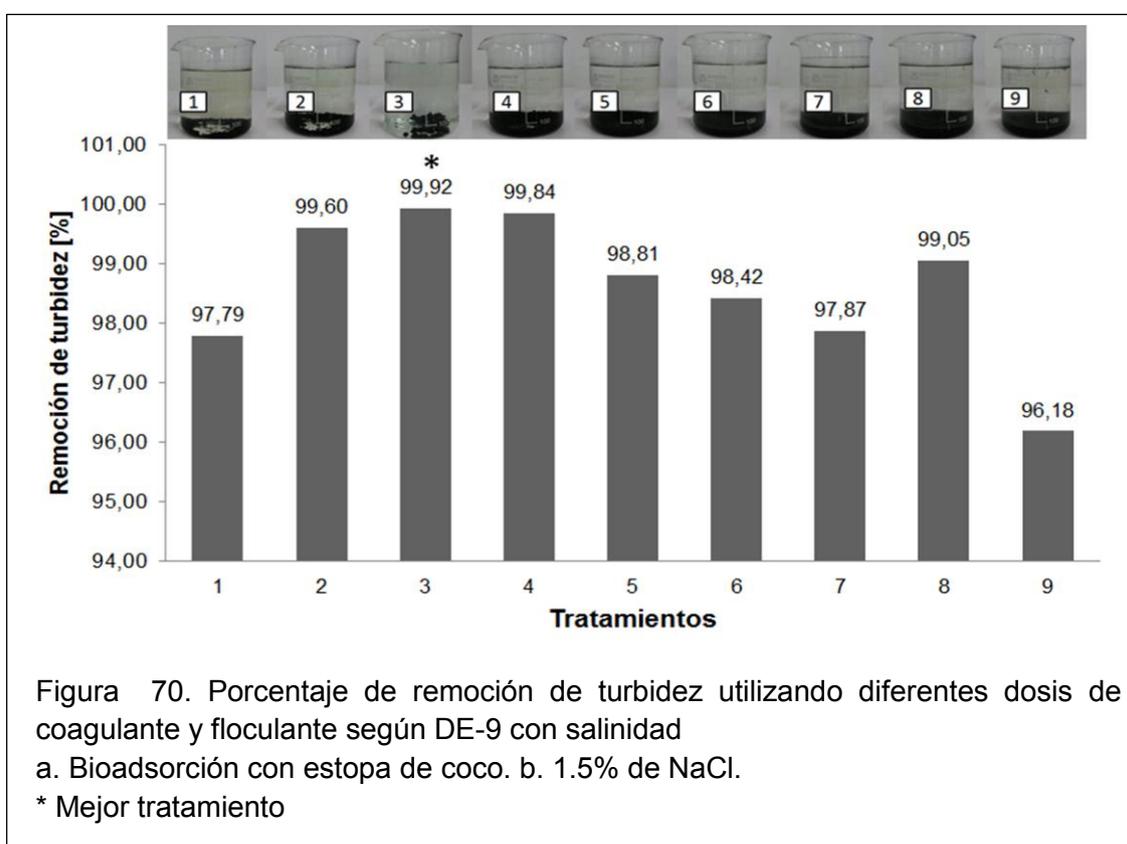
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Tratamiento químico-Aserrín	9	12,6	1,4	0,5025
Tratamiento químico-Bagazo	9	36,3	4,033333333	4,615
Tratamiento químico-Coco	9	2,5	0,277777778	0,021944444

Tabla 38. Análisis de varianza (ANOVA) para la turbidez del DE-8

Origen de las variables	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	P	Valor crítico para F
Entre grupos	66,894074	2	33,44703704	19,52372716	9,25815E-06	3,4028261
Dentro de los grupos	41,115556	24	1,713148148			
Total	108,00963	26				

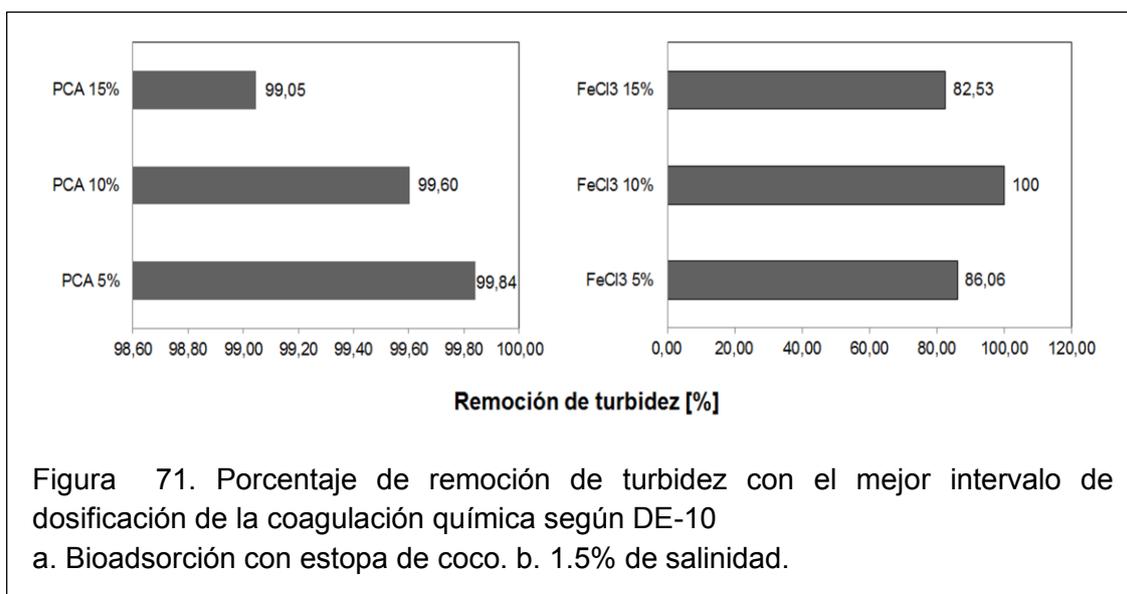
A continuación se presenta el porcentaje de remoción de turbidez obtenido en el proceso de optimización (DE-9) con policloruro de aluminio al 5% (PCA), 1.5% de salinidad y utilizando el agua residual del mejor tratamiento por bioadsorción (0.3 g y 0.3 mm de estopa de coco). La Figura 70, muestra que el

mayor porcentaje de remoción de turbidez con lodo compacto fue 99.92% (0.1 NTU) con 500 μ L de PCA 5%, 600 μ L de PA 0.1% y 1.5% de NaCl. Esto permite deducir que la salinidad facilitó la generación de la coagulación química a dosificaciones bajas de PCA 5%. Es decir, por cada 500 μ L de PCA 5% 1.5% de NaCl fue suficiente para facilitar la coagulación química en 500 mL de agua residual de lavado y lubricado de autos. Por lo tanto, en el presente trabajo de titulación, 500 μ L de PCA 5%, 600 μ L de PA 0.1% y 1.5% de NaCl fue considerada como la mejor dosificación del tratamiento por coagulación química al dosificar cloruro de sodio (NaCl)



En la Figura 71, se presenta el porcentaje de remoción de turbidez con la mejor dosificación del tratamiento químico al utilizar NaCl (500 μ L PCA y 600 μ L PA 0.1%) y al experimentar esta dosificación con dos tipos de coagulantes químicos (PCA y FeCl_3) ambos a concentraciones de 5%, 10% y 15% con salinidad constante (1.5% NaCl) según DE-10. Esto con la finalidad de determinar el efecto de la salinidad sobre esta dosificación, tipo y concentración de coagulante químico. En la Figura 71, se observa que con 500 μ L de PCA,

600 μL de PA 0.1% y 1.5% de NaCl la remoción de turbidez fue superior al 99% con PCA 5%; mientras que, con la misma dosificación el FeCl_3 5% alcanzó una remoción de turbidez de 86.06%. Estos resultados permiten determinar alta eficiencia de la salinidad en la generación de la coagulación química con policloruro de aluminio a bajas concentraciones (5% m/v).



Finalmente, la comparación entre el mejor tratamiento químico sin utilizar salinidad (Figura 65) respecto al tratamiento químico con salinidad (Figura 70) permitió determinar que en ambos tratamientos la dosificación óptima para obtener la mejor turbidez y calidad de lodo formado luego del tratamiento químico fue 500 μL de PCA 5% y 600 μL de PA 0.1%. La diferencia entre ambos tratamientos (sin salinidad y con salinidad) radica en la remoción de turbidez y calidad de lodo. Al utilizar NaCl en el tratamiento químico se obtuvo una remoción de turbidez de 99.92% (0.1 NTU) y lodo muy compacto; mientras que, al no utilizar NaCl la remoción de turbidez fue 99.76% (0.3 NTU) con un lodo de buena calidad pero menos compacto que el lodo obtenido después del tratamiento químico con salinidad. Lo cual indica que, adicional a la dosificación de un coagulante químico y floculante se puede añadir cloruro de sodio (NaCl) con la finalidad de mejorar la turbidez del agua y calidad del lodo formado luego del tratamiento. En el presente estudio el tratamiento químico con salinidad fue considerado como el mejor tratamiento debido a la baja remoción de turbidez.

4.3 Calidad del agua tratada

En la Tabla 29, se presenta los parámetros finales del agua tratada con el mejor intervalo de dosificación (0.3 g y 0.3 mm) y el mejor tipo de bioadsorbente (estopa de coco) obtenido en el tratamiento por bioadsorción. La Tabla 29 indica que la concentración de aceites y grasas lubricantes, sólidos suspendidos y tensoactivos aniónicos sobrepasó el límite máximo permisible para descargar a un cuerpo de agua dulce (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1). Además, la turbidez del agua tratada después del proceso de bioadsorción fue alta (127.1 NTU), lo cual demuestra baja calidad del agua tratada. Esto permite analizar que únicamente el tratamiento por bioadsorción no fue suficiente para tratar los efluentes del sector de lavado y lubricado de autos. Fue necesario un tratamiento complementario que promueva la remoción de estos contaminantes. Razón por la cual, en el presente trabajo de titulación se propuso como una alternativa la coagulación química.

Cabe recalcar que en la caracterización inicial todos los parámetros analizados se encontraron por encima de los límites máximos permisibles para descargar a un cuerpo de agua dulce (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1), excepto la concentración de cobre y cromo total (Tabla 20). Esto evidencia alta contaminación del agua residual proveniente del sector de lavado y lubricado de autos principalmente por el elevado contenido de aceites y grasas lubricantes.

Tabla 39. Análisis del cumplimiento del marco normativo TULSMA para el agua tratada por bioadsorción

Parámetro	Unidad	Agua tratada por bioadsorción	Límites máximos permisibles TULSMA (Agua dulce)	Cumplimiento TULSMA
Aceites y grasas	mg/L	26.4	0.3	NO CUMPLE
Aluminio	mg/L	1.09	5	CUMPLE
Cobre	mg/L	0.02	1	CUMPLE
Cromo total	mg/L	0.01	0.5	CUMPLE
DBO ₅	mg/L	80	100	CUMPLE
DQO	mg/L	244	250	CUMPLE
pH		7.87	5-9	CUMPLE
Plomo	mg/L	0.1	0.2	CUMPLE
Sólidos suspendidos	mg/L	950	100	NO CUMPLE
Tensoactivos aniónicos	mg/L	3.03	0.5	NO CUMPLE
Tensoactivos catiónicos	mg/L	0.27	0.5	CUMPLE
Tensoactivos no iónicos	mg/L	0.3	0.5	CUMPLE

En la Tabla 30, se muestra los parámetros finales del agua tratada con el mejor intervalo de dosificación de la bioadsorción (0.3 g y 0.3 mm de estopa de coco) y la mejor dosificación (500 μ L PCA 5%; 600 μ L PA 0.1%; 1.5% NaCl) obtenida durante el tratamiento químico con salinidad. La Tabla 30 indica que todos los parámetros analizados para el agua tratada por bioadsorción y coagulación química se ubicaron por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por la legislación ambiental para descargar a un cuerpo de agua dulce (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1), excepto los aceites y grasas lubricantes. Por lo tanto, se puede asegurar que la coagulación química sí puede ser considerada como un complemento eficiente al tratamiento con bioadsorbentes.

Según la Tabla 30, aproximadamente el 90% de los parámetros medidos cumplieron con la legislación ambiental (TULSMA), lo cual permite asegurar alta calidad del agua tratada. Además, el agua tratada por bioadsorción y coagulación química sobrepasó el cumplimiento del marco normativo (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1) para descargar a un sistema de alcantarillado público, pudiendo inclusive ser descargada a un cuerpo de agua dulce, lo cual permite contribuir a la remediación de la contaminación ambiental provocada por el sector de lavado y lubricado de autos; a excepción de los aceites y grasas lubricantes, parámetro que excede a la norma en un 40%. Respecto a los aceites y grasas lubricantes, la Tabla 30 indica que este parámetro no cumple con el límite máximo permisible para descargar a un cuerpo de agua dulce (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1), sin embargo, si cumple el marco legal para descargar al sistema de alcantarillado público (100 mg/L). Debido a que este parámetro está muy cerca de cumplir con el límite máximo permisible para descargar a un cuerpo de agua dulce (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1), se sugiere en futuras investigaciones utilizar mayor tiempo de contacto entre el bioadsorbente y el agua residual de esta manera se puede promover mayor transferencia de masa y por lo tanto mayor remoción de aceites y grasas lubricantes, principal contaminante de este tipo de efluentes.

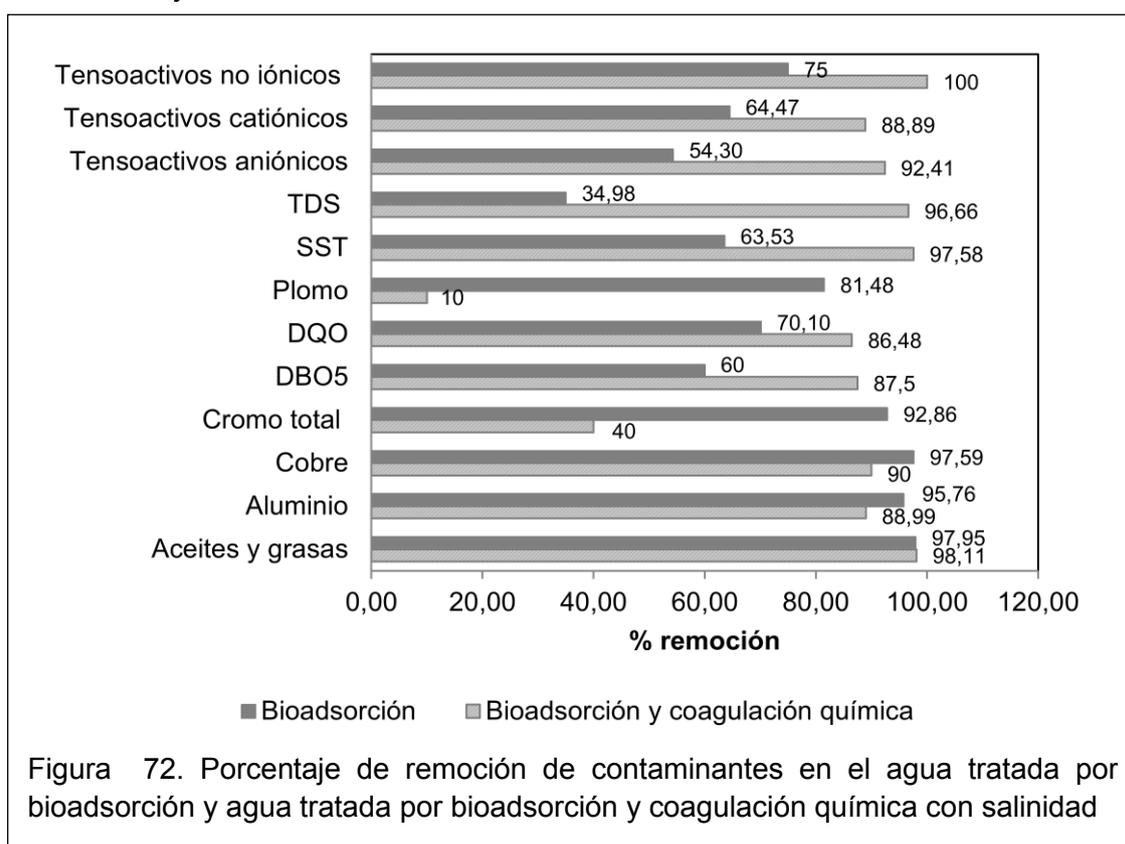
Tabla 40. Análisis del cumplimiento del marco normativo TULSMA para el agua tratada por bioadsorción y coagulación química

Parámetro	Unidad	Agua tratada por bioadsorción y coagulación química	Límites máximos permisibles TULSMA (Agua dulce)	Cumplimiento TULSMA
Aceites y grasas	mg/L	0.5	0.3	NO CUMPLE
Aluminio	mg/L	0.12	5	CUMPLE
Cobre	mg/L	0.002	1	CUMPLE
Cromo total	mg/L	0.006	0.5	CUMPLE
DBO ₅	mg/L	10	100	CUMPLE
DQO	mg/L	33	250	CUMPLE
pH		6.59	5-9	CUMPLE
Plomo	mg/L	0.09	0.2	CUMPLE
Sólidos suspendidos	mg/L	23	100	CUMPLE
Tensoactivos aniónicos	mg/L	0.23	0.5	CUMPLE
Tensoactivos catiónicos	mg/L	0.03	0.5	CUMPLE
Tensoactivos no iónicos	mg/L	0	0.5	CUMPLE

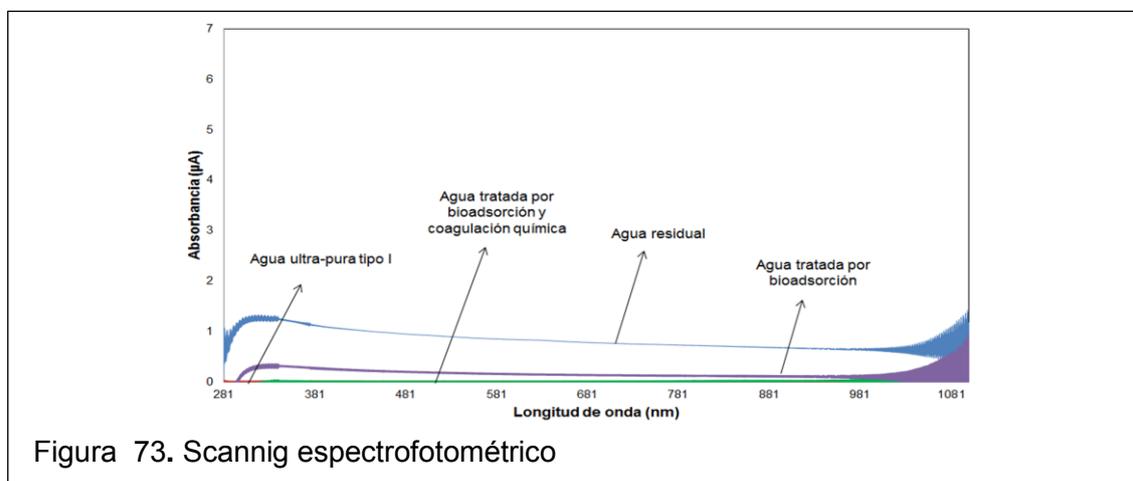
En la Figura 72, se presenta el porcentaje de remoción de contaminantes del agua tratada por bioadsorción (0.3 g y 0.3 mm de estopa de coco) y del agua tratada por bioadsorción y coagulación química con salinidad (500 μ L PCA 5%, 600 μ L PA 0.1% y 1.5% NaCl). La Figura 72, muestra que los principales contaminantes removidos mediante el tratamiento por bioadsorción (estopa de coco) fueron aceites y grasas lubricantes (97.95%), aluminio (95.76%), cobre (97.59%), cromo total (92.86%) y plomo (81.48%). La revisión bibliográfica (Tabla 3) indica que únicamente utilizando bioadsorbentes modificados químicamente se logró porcentajes de remoción similares. Esto permite concluir que no siempre es mejor un bioadsorbente tratado físico o químicamente. Además, en la presente investigación se observó que la estopa

de coco (bioadsorbente) fue eficiente principalmente en la remoción de aceites y grasas lubricantes y metales pesados.

En cuanto al tratamiento por bioadsorción y coagulación química con salinidad, la Figura 72 indica que este tratamiento presentó alta eficiencia en la remoción de los siguientes contaminantes: aceites y grasas lubricantes (98.11%), cobre (90%), sólidos suspendidos totales (SST) (97.58%), sólidos disueltos totales (TDS) (96.66%), tensoactivos aniónicos (92.41%) y tensoactivos no iónicos (100%). Si se compara con la revisión bibliográfica, la Tabla 1 y Tabla 2 muestran que porcentajes de remoción similares se han obtenido con tecnologías más avanzadas y costosas, entre ellas: biorreactor de membrana, filtro reactor biológico aireado, ultrafiltración, microfiltración, ozonificación, electrocoagulación y ósmosis inversa. Esto permite deducir que en el presente estudio la utilización de una tecnología tradicional y económica como la coagulación química puede ser considerada como una buena alternativa para el tratamiento de aguas residuales del sector de lavado y lubricado de autos ya que aparte de ser barata presenta eficiencias similares a otras tecnologías avanzadas y costosas.



Finalmente, en la Figura 73 se muestra el scanning espectrofotométrico (UV-VIS) a una longitud de onda de 281 a 1100 nm como otro parámetro para evaluar la calidad del agua tratada. Se realizó el análisis de este parámetro con el propósito de comparar la absorbancia de compuestos contaminantes en el agua ultra-pura tipo I, agua residual de lavado y lubricado de autos, agua tratada por bioadsorción y agua tratada por bioadsorción y coagulación química. La Figura 73, indica que desde 281 a 1100 nm el agua ultra-pura tipo I presentó absorbancia cero, motivo por el cual se utilizó como blanco (línea base) para evaluar y comparar con la absorbancia obtenida en el agua contaminada y agua tratada. El agua residual muestra un pico de absorbancia a una longitud de onda de 281 a 350 nm y otro pico desde 1050 a 1100 nm, lo cual permite interpretar que sí existen contaminantes presentes en el agua residual de lavado y lubricado de autos y que están relacionados con la caracterización inicial (Tabla 20). Según Gallo y Schaefer (1992, p. 1518), los hidrocarburos (aceites y grasas lubricantes) se presentan desde una longitud de onda de 760 nm; por lo tanto, el pico de absorbancia desde 1050 a 1100 nm confirma que sí existen hidrocarburos en el agua residual. Por otro lado, se observa que el agua tratada por bioadsorción todavía presenta picos de absorbancia desde 290 a 350 nm y desde 1050 a 1100 nm, pero estos picos son menos pronunciados que los picos de absorbancia del agua contaminada, lo que significa que el bioadsorbente (estopa de coco) sí removi6 los contaminantes como aceites/grasas y demás material suspendido del agua residual. Por último, el agua tratada por bioadsorción y coagulación química no presenta picos, lo que explica que la señal de absorbancia desapareció.



III. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

- La caracterización inicial del agua residual realizada mediante métodos estándar permitió evidenciar alta contaminación de los efluentes provenientes del sector de lavado y lubricado de autos debido al elevado contenido de aceites y grasas lubricantes (1286 mg/L), tensoactivos aniónicos (6.63 mg/L), aluminio (25.69 mg/L), plomo (0.54 mg/L), DQO (816 mg/L O₂), DBO₅ (200 mg/L O₂), pH básico (>8) y turbidez alta (310.6 NTU).
- De las pruebas cualitativas, utilizando como adsorbato aceite de cocina y como bioadsorbentes aserrín, bagazo de caña de azúcar, cáscara de arroz, estopa de coco y zeolita natural, se determinó visualmente que el aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco mostraron mayor potencial de adsorción de aceite en agua respecto a la cáscara de arroz y zeolita. Por lo tanto, fueron escogidos para evaluar el potencial bioadsorbente de aceites y grasas lubricantes en el agua residual de lavado y lubricado de autos.
- Después del tratamiento del agua residual de lavado y lubricado de autos mediante bioadsorción, se evidenció que a menor dosis de bioadsorbente (0.3 g) y menor tamaño de partícula (0.3 mm) incrementó la capacidad de bioadsorción de contaminantes. Por otro lado, se visualizó que la aplicación de una fuerza física de difusión por medio de la agitación promueve mayor transferencia de masa y por lo tanto mayor remoción de los contaminantes presentes en los efluentes del sector de lavado y lubricado de autos. Por el contrario, en pruebas preliminares se evidenció que al no estar presente una fuerza física la capacidad de adsorción disminuye. En el presente estudio, 20 min de contacto a 150 rpm entre el adsorbente y adsorbato fue considerable para generar un efecto en la remoción de contaminantes. Estos parámetros fueron seleccionados en base a investigaciones científicas estudiadas.
- En el proceso de bioadsorción se observó que el mayor potencial de adsorción en la remoción de turbidez se consiguió con el bagazo de

caña de azúcar, seguido por el aserrín y estopa de coco. El bagazo de caña de azúcar fue presumiblemente más eficiente debido a que sus partículas son más porosas en comparación con las partículas de aserrín y estopa de coco. En cuanto al pH, se evidenció que éste no presentó variación significativa entre tratamientos, lo que indica que probablemente no existe una reacción química; por lo tanto, se sugiere que el mecanismo predominante de la bioadsorción es físico. No se analizó la conductividad eléctrica debido a la discordia de los resultados entre diseños experimentales.

- Después de evaluar el potencial bioadsorbente de la estopa de coco en la remoción de aceites y grasas lubricantes del agua residual de lavado y lubricado de autos, se concluyó que su alta eficiencia (> 95%) en la remoción de este tipo de contaminantes le convierte en un bioadsorbente económico y eficaz. Se sugiere que el mecanismo de adsorción entre la estopa de coco y los aceites y grasas lubricantes (hidrocarburos) ocurre en la superficie de la celulosa mediante fuerzas de van der Waals, es decir, se trata de una adsorción física y posiblemente no hay una reacción química entre las moléculas de hidrocarburos. Se utilizó únicamente estopa de coco para evaluar el potencial bioadsorbente de aceites y grasas lubricantes porque este es más hidrófobo que el aserrín y bagazo de caña de azúcar, lo cual según la revisión bibliográfica facilita la remoción de este tipo de contaminantes. Además, porque en la coagulación-floculación se obtuvo la mejor turbidez y calidad de lodo formado después del tratamiento debido a su alta turbidez después de la bioadsorción. Es decir, una turbidez alta en el agua residual favoreció el proceso de coagulación-floculación debido a la presencia de coloides de mayor tamaño.
- La estopa de coco presentó una eficiencia en la remoción de metales pesados superior al 80%. En consecuencia, puede ser utilizado para la remoción de una variedad de contaminantes y no solamente para remover aceites y grasas lubricantes. Probablemente el mecanismo de bioadsorción de metales pesados es por la pared celular de la estopa de

coco debido a la presencia de grupos funcionales como poli hidroxilo contenidos en la lignina y celulosa de la fibra de coco. Además, se puede concluir que el pH del medio acuoso (pH=8.5) favoreció la remoción de metales ya que al ser un pH básico hay menos concentración de iones de $[H^+]$ y por lo tanto menor competencia con los iones metálicos cargados positivamente. Adicionalmente, se determinó que la estopa de coco removió los siguientes contaminantes: sólidos disueltos totales (34.98%), sólidos suspendidos totales (63.53%), DBO_5 (60%), DQO (70.1%), tensoactivos no iónicos (75%), tensoactivos catiónicos (64.47%) y tensoactivos aniónicos (54.3%).

- Los factores óptimos en el proceso de coagulación-floculación se definieron a partir de los resultados de los diseños experimentales aplicados. Se determinó que el policloruro de aluminio (PCA) fue más eficiente a bajas concentraciones respecto al cloruro férrico ($FeCl_3$) porque al hidrolizarse produce la protonización liberando más iones $[H^+]$ que se atraen con el coloide de carga negativa, lo cual favorece la rápida desestabilización de las partículas coloidales y por lo tanto mayor eficiencia en el tratamiento del agua residual.
- En el tratamiento químico del agua residual de lavado y lubricado de autos se evidenció que la mayor remoción de turbidez y calidad de lodo se obtuvo a dosis bajas de coagulante químico (PCA 5%) y dosis bajas de floculante (PA 0.1%). Siendo únicamente la dosis de coagulante químico (PCA 5%) la que presentó un efecto significativo sobre la remoción de turbidez al utilizar como bioadsorbente estopa de coco. La dosis óptima para coagular 500 mL de agua residual fue 500 μ L de PCA 5% y 600 μ L de PA 0.1%. Además, se determinó que el cambio de pH está influenciado por la dosificación del coagulante químico ya que a mayor adición de PCA se produjo reducción del pH original. Esta particularidad se basa en el mecanismo de coagulación del policloruro de aluminio donde la desestabilización de las cargas de los coloides se alcanza mediante la protonización. Por otro lado, se identificó que existe una proporcionalidad directa en base a la dosificación porque a mayor

adición de coagulante químico y floculante aumenta la conductividad eléctrica.

- Se concluyó que aparte de la dosificación de un coagulante químico y floculante se puede adicionar cloruro de sodio (NaCl) con la finalidad de mejorar la turbidez del agua y la calidad del lodo formado luego del tratamiento. En el tratamiento químico con salinidad se obtuvo una remoción de turbidez de 99.92% (0.1 NTU) y lodo muy compacto; mientras que, al no utilizar NaCl la remoción de turbidez fue 99.76% (0.3 NTU) con lodo de buena calidad pero menos compacto que el lodo obtenido después del tratamiento químico con salinidad.
- El tratamiento químico con salinidad presentó alta eficiencia en la remoción de los siguientes contaminantes: aceites y grasas lubricantes (98.11%), cobre (90%), sólidos suspendidos totales (SST) (97.58%), sólidos disueltos totales (TDS) (96.66%), tensoactivos aniónicos (92.41%) y tensoactivos no iónicos (100%). Si se compara con la revisión bibliográfica, porcentajes similares de remoción se han obtenido con tecnologías más avanzadas y costosas, lo cual permite considerar a la coagulación química como una alternativa eficiente en el tratamiento de este tipo de aguas residuales.
- El proceso de tratamiento planteado permite descargar los efluentes tratados a un cuerpo de agua dulce debido a que el agua tratada cumplió con los límites máximos permisibles de la legislación ambiental vigente (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1), a excepción de los aceites y grasas lubricantes que se encuentran muy cerca de cumplir con el marco normativo. Esto garantiza alta calidad del agua tratada y contribuye a la remediación de la contaminación ambiental provocada por el sector de lavado y lubricado de autos.
- Después del proceso de tratamiento se puede interpretar que con la aplicación de un bioadsorbente previo a la etapa de coagulación-floculación se reduce el 50% de la dosificación de policloruro de aluminio al 5% y el 12% de la dosificación de floculante poliacrilamida al 0.1%.

Por lo tanto, los costos de tratamiento para la lavadora y lubricadora de autos también se reducirían a la mitad.

- Finalmente, la relevancia del presente trabajo de investigación se refiere al levantamiento de información experimental para el dimensionamiento de plantas piloto de tratamiento de aguas residuales utilizando policloruro de aluminio y poliacrilamida en procesos batch tal como procesos de electrocoagulación y flotación por aire disuelto (DAF) en beneficio del medio ambiente el cual es afectado por las lavadoras y lubricadoras de autos.

RECOMENDACIONES

- Para futuras investigaciones se recomienda establecer determinaciones cuantitativas sobre la adsorción de aceites y grasas en el bioadsorbente con la finalidad de conocer la cantidad exacta de aceites y grasas adheridas en la superficie del adsorbente natural (curvas de adsorción).
- Para obtener mayor eficiencia en la adsorción de contaminantes, se recomienda determinar experimentalmente las propiedades físico-químicas de los bioadsorbentes con el objetivo de conocer específicamente sus características.
- Debido a que en el presente trabajo el parámetro aceites y grasas lubricantes se encuentra muy cerca de cumplir con el límite máximo permisible para descargar a un cuerpo de agua dulce (TULSMA 2008, Libro VI, Anexo 1), se recomienda para futuras investigaciones considerar mayor tiempo de contacto entre el bioadsorbente y el agua residual de esta manera se puede promover mayor transferencia de masa y por lo tanto mayor remoción de este contaminante.
- De acuerdo a la Ordenanza 404 del Distrito Metropolitano de Quito se sugiere que los bioadsorbentes saturados con aceites y grasas lubricantes procedentes del proceso de tratamiento se entreguen a un gestor ambiental autorizado por el Ministerio del Ambiente. Según la Norma Técnica 213 del Distrito Metropolitano de Quito se recomienda al

gestor ambiental tratar estos bioadsorbentes contaminados mediante tratamiento térmico como incineración.

- Se recomienda para futuros estudios experimentar con efluentes domésticos y aguas residuales de industrias afines a la estudiada en el presente trabajo de titulación.
- Debido al impacto ambiental que representa el sector de lavado y lubricado de autos en Ecuador y al desconocimiento del número exacto de lavadoras y lubricadoras de autos, se recomienda realizar un levantamiento de información sobre la cantidad de talleres de lavado y lubricado de autos a nivel nacional y enfatizar estudios ambientales en este ámbito.

REFERENCIAS

- Abbasi, M., Salahi, A., Mirfendereski, M., Mohammadi, T., Rekabdar, F. y Hemmati, M. (2012). *Oily wastewater treatment using mullite ceramic membrane*. Recuperado el 12 de junio de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2012.661249>
- Abioye, P., Abdul, A. y Agamuthu, P. (2010). *Enhanced Biodegradation of Used Engine Oil in Soil Amended with Organic Wastes*. Recuperado el 12 de junio de 2015 de <http://link.springer.com/article/10.1007/s11270-009-0189-3>
- Adebajo, M., Frost, R., Klopogge, J., Carmody, O. y Kokot, S. (2003). *Porous materials for oil spill cleanup: a review of synthesis and absorbing properties*. Recuperado el 11 de junio de 2015 de <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1027484117065>
- Aguilar, M., Saéz, J., Lloréns, M., Soler, A. y Ortuño, J. (2002). *Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación*. Murcia, España: Editum.
- Almarza, E., Martínez, M. y Sánchez, C. (2002). *Análisis químicos realizados en casos de intoxicaciones por detergentes y limpiadores*. Recuperado el 12 de junio de 2015 de <http://www.ojs.diffundit.com/index.php/index/index>
- Andía, Y. (2000). *Tratamiento de agua: Coagulación y floculación*. Recuperado el 02 de agosto de 2015 de <http://www.frm.utn.edu.ar/archivos/civil/Sanitaria/Coagulaci%C3%B3n%20y%20Floculaci%C3%B3n%20del%20Agua%20Potable.pdf>
- Armada, A., Barquintero, E. y Capote, E. (2008). *Empleo del bagazo como material absorbente en derrames de petróleo*. Recuperado el 22 de junio de 2015 de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120667013>
- Asamblea Nacional. (s.f.). *Constitución de la República del Ecuador 2008*. Recuperado el 05 de abril de 2015 de http://www.asambleanacional.gob.ec/sites/default/files/documents/old/constitucion_de_bolsillo.pdf

- Benítez, J. (2012). *El cliente tiene para decidir entre 43 marcas*. Recuperado el 28 de noviembre de 2014 de http://www.revistalideres.ec/mercados/cliente-decidir-marcas_0_830317002.html
- Bogoeva, G., Bužarovska, A. y Dimzoski, B. (2008). *Discoloration of synthetic dyeing wastewater using polyaluminium chloride*. Recuperado el 25 de junio de 2015 de http://www.academia.edu/3702465/Discoloration_of_Synthetic_Dyeing_Wastewater_Using_Polyaluminium_Chloride
- Bouziane, L., Bendebane, F., Ismail, F. y Delimi, R. (2012). *Removal of zinc and cadmium from an aqueous solution using sawdust as a low-cost adsorbent: application of Plackett–Burman design*. Recuperado el 22 de junio de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2012.719318>
- Cabrera, H., Garcés, M. y Paredes, P. (2013). *Proyecto de Desarrollo de Capacidades para el Uso Seguro de Aguas Servidas en Agricultura*. Recuperado el 02 de mayo de 2015 de http://www.ais.unwater.org/ais/pluginfile.php/378/mod_page/content/137/ECUADOR_producci%C3%B3n_de_aguas_servidas_tratamiento_y_uso.pdf
- Carvajal, J. (2011). *Fotocatálisis heterogénea para el abatimiento de tensoactivos aniónicos en aguas residuales*. Recuperado el 29 de mayo de 2015 de http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1909-04552011000200009&script=sci_arttext
- Daneshvar, N., Ashassi, H. y Tizpar, A. (2003). *Decolorization of orange II by electrocoagulation method*. Recuperado el 26 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586602001788>
- Duan, J. y Gregory, J. (2003). *Coagulation by hydrolysing metal salts*. Recuperado el 24 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0001868602000672>
- Espina, S., Díaz, F., Rosas, C. y Rosas, I. (1986). *Influencia del detergente sobre el balance energético de Ctenopharyngodon idella a través de un*

- bioensayo crónico*. Recuperado el 15 de febrero de 2015 de <http://revistas.unam.mx/index.php/rica/article/view/20644>
- ETAPA. (s.f.). *Programa de recolección y disposición de aceites usados*. Recuperado el 28 de noviembre de 2014 de <http://www.etapa.net.ec/Productos-y-servicios/Gesti%C3%B3n-ambiental/Gesti%C3%B3n-de-Desechos-y-Calidad-Ambiental/Programa-de-Recolecci%C3%B3n-y-Disposici%C3%B3n-de-Aceites-Usados>
- Etim, U., Umoren, S. y Eduok, U. (2012). *Coconut coir dust as a low cost adsorbent for the removal of cationic dye from aqueous solution*. Recuperado el 19 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319610312001470>
- Fan, M., Brown, R., Sung, S., Huang, C., Ong, S. y Van, J. (2003). *Comparison of polymeric and conventional coagulants in arsenic (V) removal*. Recuperado el 22 de junio de 2015 de <http://www.ingentaconnect.com/content/wef/wer/2003/00000075/00000004/art00004>
- FAO. (s.f.). *Texto Unificado de Legislación Secundaria Medio Ambiente 2008: Libro VI, Anexo 1*. Recuperado el 25 de agosto de 2015 de <http://faolex.fao.org/docs/pdf/ecu112180.pdf>
- Forero, J., Diaz, J. y Blandón, V. (1999). *Diseño de un nuevo sistema de flotación para tratamiento de aguas industriales*. Recuperado el 20 de febrero de 2015 de <http://www.scielo.org.co/pdf/ctyf/v1n5/v1n5a06.pdf>
- Gallo, M. y Schaefer, H. (1992). *Methylcarbene: the singlet-triplet energy separation*. Recuperado el 28 de junio de 2015 de <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/j100183a001>
- Gilles, M. y Derek, G. (1979). *Adsorption, spreading pressure, and London force interactions of hydrocarbons on cellulose and wood fiber surfaces*. Recuperado el 30 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0021979779902248>
- Giuseppina, D. (1995). *La contaminación de aguas en Ecuador: una aproximación económica*. Quito, Ecuador: Abya Yala.

- Hanafy, M. y Nabih, H. (2007). *Treatment of Oily Wastewater Using Dissolved Air Flotation Technique*. Recuperado el 20 de mayo de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/009083190948711>
- Haque, M., Hasan, M., Islam, M. y Ali, M. (2009). *Physico-mechanical properties of chemically treated palm and coir fiber reinforced polypropylene composites*. Recuperado el 19 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409004842>
- Hashem, A., Elhmmali, M., Hussein, H. y Senousi, M. (2006). *Utilization of Sawdust-Based Materials as Adsorbent for Wastewater Treatment*. Recuperado el 26 de junio de 2015 de http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03602550600613723#.Vhvwkvl_Oko
- Haussard, M., Gaballah, I., Donato, P., Barrés, O. y Mourey, A. (2001). *Removal of Hydrocarbons from Wastewater Using Treated Bark*. Recuperado el 18 de mayo de 2015 de http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10473289.2001.10464353#.VhwvPI_Oko
- Hussein, M., Amer, A. y Sawsan, I. (2008). *Oil spill sorption using carbonized pith bagasse: 1. Preparation and characterization of carbonized pith bagasse*. Recuperado el 23 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016523700800034X>
- Instituto de la ciudad. (s.f.). *Boletín Estadístico Mensual ICQ N°21 DMQ del 2013*. Recuperado el 26 de noviembre de 2014 de <http://institutodelaciudad.com.ec/attachments/article/149/boletin21.pdf>
- Instituto de Promoción de la Economía Social. (s.f.). *Gestión Ambiental de aceites usados*. Recuperado el 28 de noviembre de 2014 de <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsare/e/GESTION/Gestion.pdf>
- Jiménez, L. y Ibarra, M. (2012). *Diagnóstico del uso y manejo de los residuos de aceite automotriz en el municipio del fuerte, Sinaloa*. Recuperado el 24 de abril de 2015 de <http://www.redalyc.org/pdf/461/46123333013.pdf>
- Joseph, F., Agrawal, Y. y Rawtani, D. (2013). *Behavior of malachite green with different adsorption matrices*. Recuperado el 16 de mayo de 2015 de

http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21553769.2013.803210#.Vhww8_I_Oko

- Jurado, J. (2005). *Regulación del manejo hídrico en el Ecuador*. Quito, Ecuador: SENAGUA.
- Jústiz, N., Virgo, G. y Buchanan, V. (2008). *Potential of Jamaican banana, coconut coir and bagasse fibres as composite materials*. Recuperado el 13 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1044580307003683>
- Khalid, N. y Rahman, S. (2010). *Adsorptive Removal of Lead from Battery Wastewater by Coconut Coir*. Recuperado el 29 de mayo de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01496395.2010.504430>
- Kiss, Z., Kocsis, L., Keszthelyi, G., Hodúr, C. y László, Z. (2014). *Treatment of oily wastewater by combining ozonation and microfiltration*. Recuperado el 12 de agosto de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2014.939877>
- Kumar, S. y Meikap, B. (2014). *Removal of Chromium(VI) from waste water by using adsorbent prepared from green coconut shell*. Recuperado el 15 de agosto de 2015 de http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2013.801796#.Vhwx8fl_Oko
- Lamarque, A., Zygadlo, J., Labuckas, D., López, L., Torres, M. y Maestri, D. (2008). *Fundamentos teórico-prácticos de química orgánica*. Córdoba, Argentina: Encuentro.
- Lim, T. y Huang, X. (2007). *Evaluation of kapok (Ceiba pentandra (L.) Gaertn.) as a natural hollow hydrophobic–oleophilic fibrous sorbent for oil spill cleanup*. Recuperado el 25 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506007235>
- Lorenzo, Y. (2006). *Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación*. Recuperado el 12 de agosto de 2015 de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120664002>
- Low, L., Teng, T., Morad, N. y Azahari, B. (2014). *Optimization of the column studies into the adsorption of basic dye using tartaric acid-treated*

- bagasse*. Recuperado el 29 de agosto de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2013.817630>
- Mane, V. y Vijay, P. (2013). *Kinetic and equilibrium studies on the removal of Congo red from aqueous solution using Eucalyptus wood (Eucalyptus globulus) saw dust*. Recuperado el 28 de mayo de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876107012001411>
- Marín, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos: Tratamiento y control de calidad de aguas*. Madrid, España: Díaz de Santos.
- Marking, L. (1979). *Aquatic Toxicology: Proceedings of the Second Annual Symposium on Aquatic Toxicology*. Baltimore, Estados Unidos: American Society for Testing and Materials.
- Maroto, M. y Rogel, J. (2008). *Aplicación de sistemas de biorremediación de suelos y aguas contaminadas por hidrocarburos*. Recuperado el 20 de febrero de 2015 de http://aguas.igme.es/igme/publica/con_recu_acuiferos/028.pdf
- Martínez, F. (2007). *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*. Ciudad Real, España: Universidad de Castilla La Mancha.
- Mason, C. (1981). *Biology of Freshwater Pollution*. Nueva York, Estados Unidos: Longman.
- Masoudnia, K., Raisi, A., Aroujalian, A. y Fathizadeh, M. (2014). *A hybrid microfiltration/ultrafiltration membrane process for treatment of oily wastewater*. Recuperado el 25 de agosto de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2014.922501>
- Melo, M., Sant'Anna, G. y Massarani, G. (2003). *Flotation techniques for oily water treatment*. Recuperado el 03 de agosto de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593330309385623>
- Mertens, J. (2011). *Al nanoclusters in coagulants and granulates: application in arsenic removal from water*. Recuperado el 18 de agosto de 2015 de <http://link.springer.com/article/10.1007/s11157-011-9239-6>

- Mertens, J., Casentini, B., Masion, A., Pöthig, R., Wehrli, B. y Furrer, G. (2012). *Polyaluminum chloride with high Al₃₀ content as removal agent for arsenic-contaminated well water*. Recuperado el 16 de mayo de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411006294>
- Moncayo, P. (2008). *Guía de prácticas ambientales: mecánicas, lubricadoras y lavadoras*. Quito, Ecuador: Arias.
- Morante, G. (2002). *Electrocoagulación de aguas residuales*. Recuperado el 28 de marzo de 2015 de <http://blog.condorchem.com/wp-content/uploads/2011/10/electrocoagulacion-caso-practico.pdf>
- Moreira, A., Duarte, M., Nandenha, J. y Macedo, G. (2008). *Estudio del mecanismo de remoción de hierro y cobre presentes en aceites lubricantes usados mediante bioadsorción*. Recuperado el 15 de mayo de 2015 de http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-07642008000100008&script=sci_arttext
- Moreira, I., Oliveira, O., Triguís, J., Santos, A., Queiroz, A., Martins, C., Silva, C. y Jesus, R. (2011). *Phytoremediation using *Rizophora mangle* L. in mangrove sediments contaminated by persistent total petroleum hydrocarbons (TPH's)*. Recuperado el 13 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X11001251>
- Mosier, N., Wyman, C., Dale, B., Elander, R., Lee, Y., Holtzapple, M. y Ladisch, M. (2005). *Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass*. Recuperado el 18 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404002536>
- Municipio Pichincha. (s.f.). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial cantón Pichincha 2012*. Recuperado el 12 de mayo de 2015 de <http://www.municipiopicincha.gob.ec/index.php/plan-de-ordenamiento-territorial>
- Ögütveren, Ü. y Koparal, S. (1997). *Electrocoagulation for oil-water emulsion treatment*. Recuperado el 18 de mayo de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10934529709376699>

- Okuda, T., Baes, A., Nishijima, W. y Okada, M. (2001). *Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in Moringa oleifera seeds*. Recuperado el 06 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400002967>
- Olguín, E., Hernández, M. y Sánchez, G. (2007). *Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración*. Recuperado el 13 de julio de 2015 de http://scielo.unam.mx/scielo.php?pid=S0188-49992007000300004&script=sci_arttext&tIng=es
- Omnilab. (2003). *Determination of Biochemical Oxygen Demand (BOD)*. Recuperado el 10 de junio de 2015 de http://old.omnilab.de/hpb/export/2/BSB_E.PDF
- ONU. (s.f.). *Objetivos de Desarrollo del Milenio 2000*. Recuperado el 28 de noviembre de 2014 de <http://www.un.org/es/millenniumgoals/>
- Osman, H., Badwy, R. y Ahmad, H. (2010). *Usage of some agricultural by-products in the Removal of some heavy metals from industrial wastewater*. Recuperado el 14 de julio de 2015 de <http://journal-phytology.com/index.php/phyto/article/viewArticle/2637>
- Peraza, R. y Delgado, V. (2012). *Determinación de la concentración letal media (CL50) de cuatro detergentes domésticos biodegradables en Laeonereis culveri (Webster 1879)(Polychaeta: Annelida)*. Recuperado el 28 de julio de 2015 de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992012000200004
- Pérez, G. (2007). *Química II. Un Enfoque Constructivista*. México, D.F., México: Pearson Educación.
- Polaco, E. y Luna, V. (2006). *Pruebas de biodegradabilidad e inducción de la biodegradación de detergentes*. Recuperado el 30 de mayo de http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/congresos/MORELOS/Extenso/CA/EC/CAC-44.pdf
- Prazeres, J., Bortollotti, J. y Pastore, G. (2006). *Characterization of alkaline lipase from Fusarium oxysporum and the effect of different surfactants*

- and detergents on the enzyme activity*. Recuperado el 26 de mayo de 2015 de http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1517-83822006000400019&script=sci_arttext
- PUCESE. (2012). *Anuario de Investigación y Desarrollo PUCESE*. Recuperado el 28 de noviembre de 2014 de http://www.pucese.edu.ec/cid/images/anuarios/anuario_investigacion_2012_2013.pdf
- Quiñones, E., Tejada, C., Arcia, C. y Ruiz, V. (2013). *Remoción de plomo y níquel en soluciones acuosas usando biomasa lignocelulósicas: una revisión removal of lead and nickel in aqueous solutions using lignocellulosic biomass: a review*. Recuperado el 08 de agosto de 2015 de <http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v16n2/v16n2a23.pdf>
- Raghuvanshi, S., Singh, R., Kaushik, C. y Raghav, A. (2005). *Removal of textile basic dye from aqueous solutions using sawdust as bio-adsorbent*. Recuperado el 13 de agosto de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/0020723042000275150>
- Ramos, P. y Márquez, M. (2002). *Avances en calidad ambiental*. Barcelona, España: Universidad de Salamanca.
- Ramos, R., Velázquez, L., Mendoza, J. y Guerrero, R. (2002). *Adsorción de salicilato de sodio en solución acuosa sobre carbón activado*. Recuperado el 14 de abril de 2015 de http://www.researchgate.net/profile/Roberto_Ramos2/publication/26465652_Adsorcin_de_salicilato_de_sodio_en_solucin_acuosa_sobre_carb_n_activado/links/02e7e51772aabaeb7c000000.pdf
- Rangabhashiyam, S., Anu, N. y Selvaraju, N. (2013). *Sequestration of dye from textile industry wastewater using agricultural waste products as adsorbents*. Recuperado el 23 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343713001061>
- Rasul, M., Rudolph, V. y Carsky, M. (1999). *Physical properties of bagasse*. Recuperado el 06 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236199000113>

- Ravina, L. (1993). *Everything you want to know about Coagulation and Flocculation*. Staunton, Estados Unidos: Zeta-Meter.
- Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L. (2006). *La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas*. Recuperado el 18 de mayo de 2015 de http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/514/1/pl_v1n2_58-77_electrocoagulacion.pdf
- Ribeiro, T., Rubio, J. y Smith, R. (2003). *A Dried Hydrophobic Aquaphyte as an Oil Filter for Oil/Water Emulsions*. Recuperado el 13 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1353256103001300>
- Romero, J. (1996). *Acuiquímica*. Santafé de Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería
- Sabir, S. (2015). *Approach of cost-effective adsorbents for oil removal from oily water*. Recuperado el 29 de julio de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389.2014.1001143>
- Salahi, A., Badrnezhad, R., Abbasi, M., Mohammadi, T. y Rekabdar, F. (2011). *Oily wastewater treatment using a hybrid UF/RO system*. Recuperado el 16 de junio de 2015 de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.5004/dwt.2011.2204>
- Salleh, M., Mahmoud, D., Karim, W. y Idris, A. (2011). *Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review*. Recuperado el 18 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411006333>
- Santander, M., Rodrigues, R. y Rubio, J. (2011). *Modified jet flotation in oil (petroleum) emulsion/water separations*. Recuperado el 28 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927775710007582>
- Santiago, M., Luna, A. y Sobac, R. (2012). *Biodegradación de hidrocarburos totales de petróleo por acción de lixiviados de compost*. Recuperado el 16 de mayo de 2015 de

http://www.ameqa.org/AMEQA/V_congreso_memorias/EXTENSOS/EXT%20BR19.pdf

- Scott, M. y Jones, M. (2000). *The biodegradation of surfactants in the environment*. Recuperado el 08 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304415700000137>
- Secretaria Nacional del Agua. (2012). *Política Pública Nacional del Agua*. Quito, Ecuador: SENAGUA.
- Senthil, P., Ramalingam, S., Senthamarai, C., Niranjanaa, M., Vijayalakshmi, P. y Sivanesan, S. (2010). *Adsorption of dye from aqueous solution by cashew nut shell: Studies on equilibrium isotherm, kinetics and thermodynamics of interactions*. Recuperado el 30 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916410003474>
- Shoucheng, W. (2014). *Petroleum Refinery Effluents Treatment by Advanced Oxidation Process with Methanol*. Recuperado el 26 de julio de 2015 de http://ocean.kisti.re.kr/downfile/volume/chemical/JCGMDC/2014/v58n1/JCGMDC_2014_v58n1_76.pdf
- SIMCE. (s.f.). *Diseño de un programa de monitoreo de las descargas de aguas residuales industriales en la franja costera*. Recuperado el 12 de mayo de 2015 de <http://simce.ambiente.gob.ec/sites/default/files/documentos/belen/Informe%20Final%20Descargas%20aguas%20residuales.pdf>
- Tahir, H., Sultan, M., Akhtar, N., Hameed, U. y Abid, T. (2012). *Application of natural and modified sugar cane bagasse for the removal of dye from aqueous solution*. Recuperado el 13 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319610312001391>
- Temara, A., Carr, G., Webb, S., Versteeg, D. y Feijtel, T. (2001). *Marine Risk Assessment: Linear Alkylbenzenesulphonates (LAS) in the North Sea*. Recuperado el 27 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X01000613>
- Trindade, W., Hoareau, W., Megiatto, J., Razera, I., Castellan, A. y Frollini, E. (2005). *Thermoset phenolic matrices reinforced with unmodified and surface-grafted furfuryl alcohol sugar cane bagasse and curaua fibers:*

- properties of fibers and composites*. Recuperado el 29 de junio de 2015 de <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/bm058006%2B>
- Vásquez, M., Guerrero, J. y Quintero, A. (2010). *Biorremediación de lodos contaminados con aceites lubricantes usados*. Recuperado el 23 de julio de 2015 de http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0123-34752010000100014&script=sci_arttext
- Vázquez, R. (1989). *Environmental impact of used motor oil*. Recuperado el 28 de junio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0048969789900491>
- Vidales, A., Leos, M. y Campos, M. (2010). *Extracción de Grasas y Aceites en los Efluentes de una Industria Automotriz*. Recuperado el 25 de julio de 2015 de <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3664694>
- Wong, K., Lee, C., Low, K. y Haron, M. (2003). *Removal of Cu and Pb by tartaric acid modified rice husk from aqueous solutions*. Recuperado el 03 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653502005982>
- Yang, C. y Mcgarrahan, J. (2005). *Electrochemical coagulation for textile effluent decolorization*. Recuperado el 03 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389405003675>
- Yu, L., Han, M. y He, F. (2013). *A review of treating oily wastewater*. Recuperado el 07 de agosto de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878535213002207>
- Zhao, H. y Li, G. (2011). *Application of Fibrous Coalescer in the Treatment of Oily Wastewater*. Recuperado el 27 de julio de 2015 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878029611002234>

ANEXOS

Anexo 1. Agua residual del taller de lavado y lubricado de autos



Anexo 2. Bioadsorbentes

A: Aserrín

B: Bagazo de caña de azúcar

C: Estopa de coco



Anexo 3. Coagulantes químicos

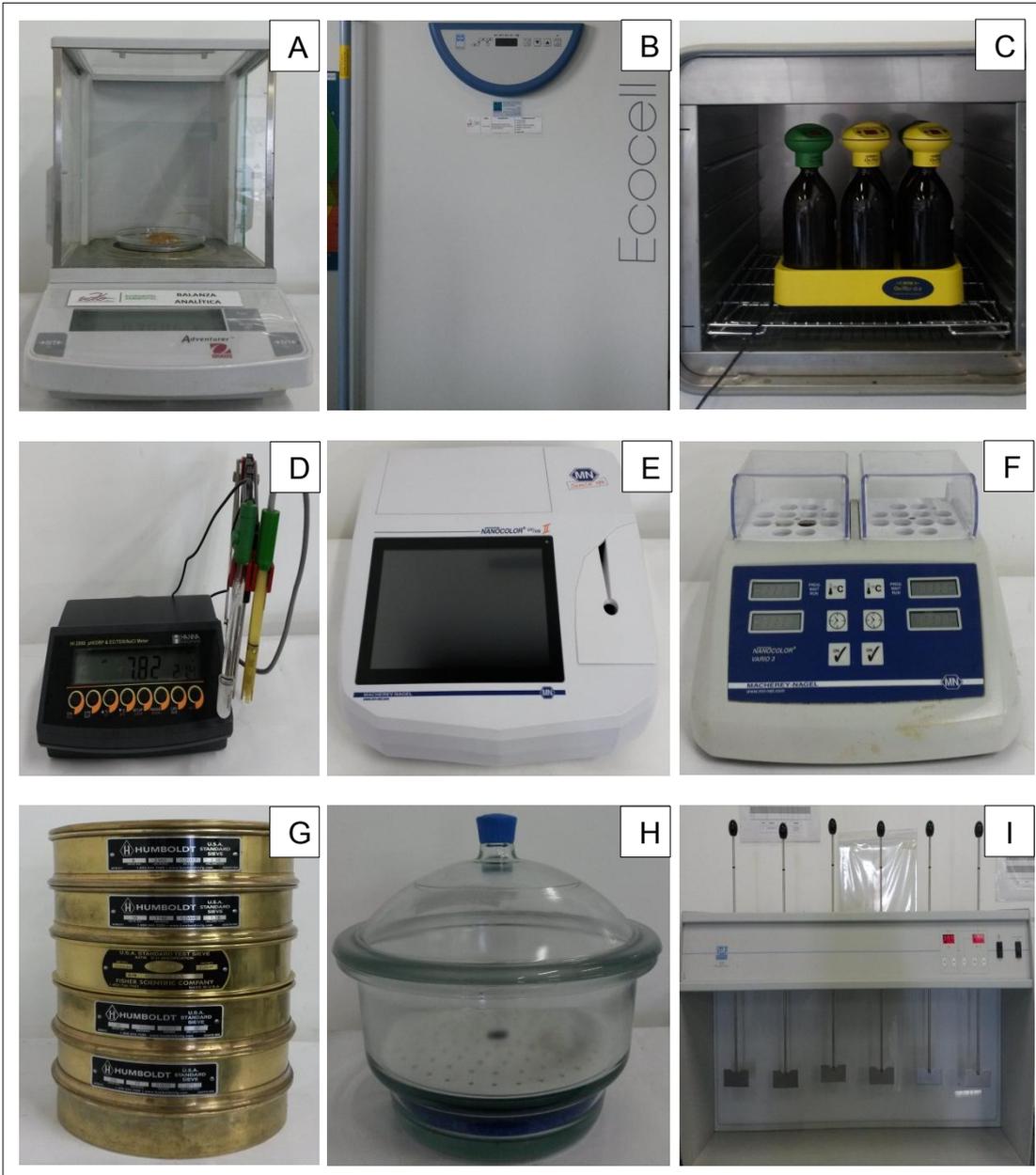
A: Policloruro de aluminio (PCA)

B: Cloruro férrico (FeCl_3)



Anexo 4. Equipos utilizados en el trabajo de titulación

A: Balanza analítica; B: Horno de secado; C: Botellas OXITOP; D: Medidor multiparámetro HANNA; E: Espectrofotómetro; F: Digestor; G: Tamices; H: Desecador; I: Test de jarras.



Anexo 5. Informe de análisis físico-químico del agua residual de lavado y lubricado de autos



INFORME DE RESULTADOS

SOLICITADO POR: ALEXANDRA STEFANIA CASTILLO GARCIA
DIRECCION: JOSE FELIX BARREIRO Y NOGALES
TELEFONO: 3264643/ 0995040170
TIPO DE MUESTRA: Agua
PROCEDENCIA: LUBRICADORA DE AUTOS
IDENTIFICACION: AGUA RESIDUAL DE LUBRICADORA

INF. LASA 10-06-15 - 1485
ORDEN DE TRABAJO No. 001436-15

FECHA DE RECEPCION: 26/05/2015
FECHA DE ANALISIS: 26/05 - 10/06/2015
FECHA DE ENTREGA: 10/06/2015
NUMERO DE MUESTRAS: Una (1)
MUESTREO POR: Solicitante

COD. DE MUESTRA: 7631-15

SM 006423-15

ANALISIS FISICO-QUIMICOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	METODO DE ENSAYO
Aceites y grasas	mg/l	1286.00	PEE-LASA-FQ-15 *
Aluminio	mg/l	25.69	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111 D
Cobre	mg/l	0.83	PEE-LASA-FQ-20a APHA 3111 B
Cromo total	mg/l	0.14	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
Plomo	mg/l	0.54	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B

Los ensayos marcados con * estan fuera del Alcance de Acreditación


Dr. Marco Gujano Ruales
GERENTE DE LABORATORIO

LASA se responsabiliza exclusivamente de los análisis, el resultado se refiere únicamente a la muestra recibida en el laboratorio. Las incertidumbres de los resultados para los ensayos se encuentran disponibles en los registros de Laboratorios LASA. Prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del laboratorio.

Page 1 of 1

Anexo 6. Informe del análisis físico-químico del agua tratada por bioadsorción



INFORME DE RESULTADOS

SOLICITADO POR: ALEXANDRA STEFANIA CASTILLO GARCIA
DIRECCION: JOSE FELIX BARREIRO Y NOGALES
TELEFONO: 3264643/ 0995040170
TIPO DE MUESTRA: Agua
PROCEDECENCIA: LUBRICADORA DE AUTOS
IDENTIFICACION: AGUA DEL PROCESO DE BIOADSORCION

INF. LASA 10-06-15 - 1486
ORDEN DE TRABAJO No. 001436-15
FECHA DE RECEPCION: 26/05/2015
FECHA DE ANALISIS: 26/05 - 10/06/2015
FECHA DE ENTREGA: 10/06/2015
NUMERO DE MUESTRAS: Una (1)
MUESTREO POR: Solicitante

COD. DE MUESTRA: 7632-15

SM 006424-15

ANALISIS FISICO-QUIMICOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	METODO DE ENSAYO
Aceites y grasas	mg/l	26,40	PEE-LASA-FQ-15
Aluminio	mg/l	1,09	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111 D
Cobre	mg/l	0,02	PEE-LASA-FQ-20a * APHA 3111 B
Cromo total	mg/l	0,01	PEE-LASA-FQ-20b * APHA 3111 B
Plomo	mg/l	0,10	PEE-LASA-FQ-20b * APHA 3111 B

Laboratorio de ensayos acreditado por el OAE con acreditación No. OAE LE 1C 06-002
Los ensayos marcados con * están fuera del Alcance de Acreditación


Dr. Marco Guzmán Ruales
GERENTE DE LABORATORIO

LASA se responsabiliza exclusivamente de los análisis, el resultado se refiere únicamente a la muestra recibida en el laboratorio. Las incertidumbres de los resultados para los ensayos se encuentran disponibles en los registros de Laboratorios LASA. Prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del laboratorio.

Av. de la Prensa N53-113 y Gonzalo Gallo • Teléfonos: 2469- 814 / 2269-012
Juan Ignacio Pareja OE5-97 y Simón Cárdenas • Teléfono: 2290-815
Celular: 099 9236 287 • e-mail: info@laboratoriolasa.com
web: www.laboratoriolasa.com • Quito - Ecuador

Page 1 of 1

Anexo 7. Informe del análisis físico-químico del agua tratada por bioadsorción y coagulación química



LASA
LABORATORIO ANALITICO AMBIENTAL
AGUA - EFLUENTES INDUSTRIALES



LABORATORIO DE
ENSAYOS
N° GAR LE 1C 05-002

INFORME DE RESULTADOS

SOLICITADO POR: ALEXANDRA STEFANIA CASTILLO GARCIA
DIRECCION: JOSE FELIX BARREIRO Y NOGALES
TELEFONO: 3264643/ 0995040170
TIPO DE MUESTRA: Agua
PROCEDENCIA: LUBRICADORA DE AUTOS
IDENTIFICACION: AGUA TRATADA

INF. LASA 10-06-15- 1487
 ORDEN DE TRABAJO No. 001436-15
FECHA DE RECEPCION: 26/05/2015
FECHA DE ANALISIS: 26/05 - 10/06/2015
FECHA DE ENTREGA: 10/06/2015
NUMERO DE MUESTRAS: Una (1)
MUESTREO POR: Solicitante

COD. DE MUESTRA: 7633-15

SM 006425-15

ANALISIS FISICO-QUIMICOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	METODO DE ENSAYO
Aceites y grasas	mg/l	0.50	PEE-LASA-FQ-15
Aluminio	mg/l	0.12	PEE-LASA-FQ-52 APHA 3111 D
Cobre	mg/l	0.002	PEE-LASA-FQ-20a APHA 3111 B
Cromo total	mg/l	0.006	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
Plomo	mg/l	0.09	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B



Dr. Marco Gujarro Ruales
GERENTE DE LABORATORIO

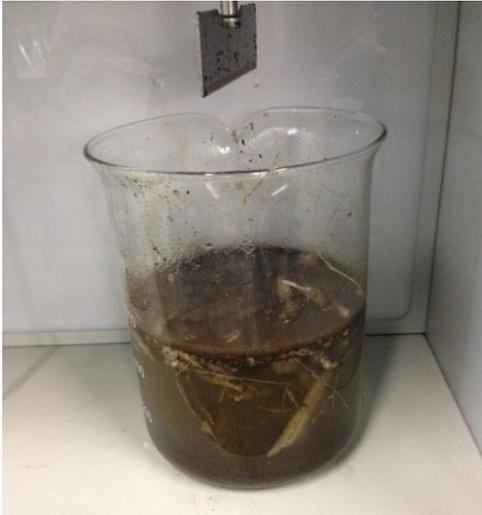
LASA se responsabiliza exclusivamente de los análisis, el resultado se refiere únicamente a la muestra recibida en el laboratorio. Las incertidumbres de los resultados para los ensayos se encuentran disponibles en los registros de Laboratorios LASA. Prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del laboratorio.

Page 1 of 1

Av. de la Prensa N53-113 y Gonzalo Gallo • Teléfonos: 2469- 814 / 2269-012
 Juan Ignacio Pareja OE5-97 y Simón Cárdenas • Teléfono: 2290-815 • Celular: 099 9236 287
 e-mail: info@laboratoriolasa.com • web: www.laboratoriolasa.com • Quito - Ecuador

Anexo 8. Réplicas de la experimentación por los estudiantes de Ingeniería Ambiental

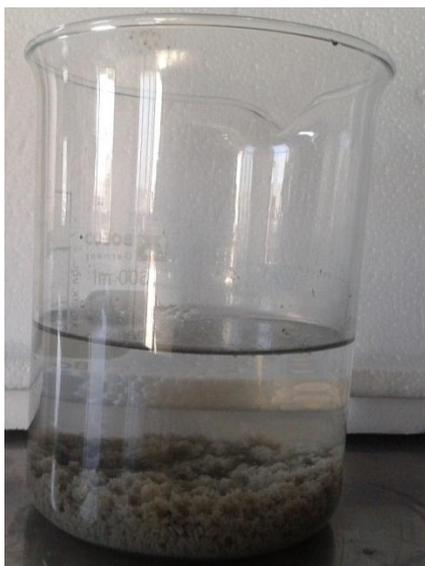
Proyecto 1: Tratamiento de agua residual de mecánicas mediante el aprovechamiento de bagazo de caña, costal de yute sintético y liencillo



Tomado de Pamela Rivadeneira

Utilización de bagazo de caña de azúcar en la remoción de grasa y metales pesados

Proyecto 2: Remoción de aluminio en aguas residuales de un taller de servicios industriales por medio de diferentes métodos: coagulación-floculación, adsorción de cascara de banana, adsorción de bagazo de caña.



Tomado de Karla Jiménez

Utilización de bagazo de caña de azúcar en la remoción de aluminio
Aplicación del proceso coagulación-floculación

Anexo 9. Carta de entrega de los resultados obtenidos en el presente trabajo de titulación al propietario de la lavadora y lubricadora de autos

**CARTA DE ENTREGA DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN EL
TRABAJO DE TITULACIÓN "DISEÑO DE UN TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES DE LUBRICADO MEDIANTE BIO-ADSORCIÓN Y
COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN"**

Quito, 02 de septiembre de 2015

Señor:
Melvin Chilibinga
PROPIETARIO DE LAVADORA Y LUBRICADORA "FERNANDITA"
Presente.-

Estimado señor:

Quiero dejar sentado mi agradecimiento sincero por permitirme utilizar el agua residual de su lavadora y lubricadora de autos para desarrollar mi trabajo de tesis y optar por el título de **Ingeniera Ambiental** en Prevención y Remedación en la Universidad de las Américas (UDLA) con sede en Quito.

Así mismo, a través del presente le doy a conocer los resultados obtenidos después del tratamiento del agua utilizada.

El agua residual inicial se caracterizó por poseer elevada cantidad de aceites y grasas lubricantes (1286 mg/L), tensoactivos aniónicos (6.63 mg/L), pH básico (>8), aluminio (25.69 mg/L), DQO (816 mg/L) y alta turbidez (310.6 NTU). Lo que indica, que este tipo de agua representa alta contaminación para el recurso hídrico, principalmente por la presencia de aceites y grasas lubricantes. Con el objeto de contribuir en el tratamiento del agua residual de manera económica, se utilizó para la remoción de aceites y grasas lubricantes materiales naturales de desecho como: aserrín, bagazo de caña de azúcar y estopa de coco (fibra). De los cuales, la estopa de coco en pequeñas cantidades resultó eficiente. La dosis óptima de estopa de coco en 500 mililitros de agua residual fue 0.3 gramos. Después, se retiró la estopa de coco con el aceite adherido en su superficie y se aplicó un tratamiento químico denominado "coagulación-floculación" donde se adicionó pequeñas cantidades de reactivos químicos

(coagulante y floculante). Se utilizó como coagulante químico, policloruro de aluminio al 5% y como floculante, poliacrilamida al 0.1%, siendo la dosis óptima 500 microlitros de policloruro de aluminio y 600 microlitros de poliacrilamida en 500 mililitros. Adicionalmente, se determinó que añadiendo bajas cantidades de cloruro de sodio comúnmente conocido como sal de mesa, mejora el tratamiento del agua contaminada. Económicamente esto disminuye el costo del tratamiento ya que la sal es barata.

Después del tratamiento, el agua tratada presentó bajo contenido de: aceites y grasas lubricantes (0.5 mg/L), tensoactivos aniónicos (0.23 mg/L), aluminio (0.12 mg/L), DQO (33 mg/L) y turbidez (0.1 NTU). Estos parámetros se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles para descargar a un cuerpo de agua dulce establecidos por el marco normativo (TULSMA). Es decir, la calidad del agua tratada fue alta.

En virtud a la alta eficiencia alcanzada en el tratamiento propuesto, se realiza la entrega de los resultados obtenidos en la presente investigación, mismos que servirán de base para el tratamiento del agua contaminada de su taller. Respecto a esto, es relevante mencionar que se empezó a dar algunas recomendaciones para el mejoramiento del taller de lavado y lubricado de autos y para el tratamiento del agua residual. Las recomendaciones fueron las siguientes: permeabilizar el piso, construir canaletas de cemento y cámaras para la retención de aceites y grasas, lo cual ya fue considerado e implementado.

Esperando que la presente información sea un aporte para el tratamiento del agua residual de su taller de lavado y lubricado de autos, me despido y expreso mi sincero agradecimiento por su amable colaboración.

Atentamente,



Alexandra Stefania Castillo García
C.I.: 1500831589



Anexo 10. Carta de recepción de los resultados obtenidos en el presente trabajo por parte del propietario de la lavadora y lubricadora de autos

CARTA DE RECEPCIÓN

Quito, 02 de septiembre de 2015

Yo Melvin Chiquinga, recibo de la Srta. Stefania Castillo los resultados obtenidos en su trabajo de titulación "**Diseño de un tratamiento de aguas residuales de lubricado mediante bio-adsorción y coagulación-floculación**". Dicho trabajo fue desarrollado con las aguas residuales de mi taller de lavado y lubricado de autos.

Expreso mi sincero agradecimiento por sus valiosas recomendaciones e información facilitada.

Atentamente,



Melvin Chiquinga

PROPIETARIO DE LAVADORA Y LUBRICADORA "FERNANDITA"

Anexo 11. Entrega de los resultados obtenidos en el presente trabajo de titulación al Sr. Melvin Chilingua, propietario de la lavadora y lubricadora de autos

